

Stadtklimatologische Bedeutung kleiner Parkanlagen

– dargestellt am Beispiel des Dortmunder Westparks

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades

Dr. rer. nat.

des Fachbereichs
Biologie und Geografie

an der

Universität Duisburg-Essen

vorgelegt von

Benjamin Bongardt

aus Düsseldorf

Dezember 2005

Die der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Experimente wurden in der Abteilung Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie der Universität Duisburg-Essen durchgeführt.

1. Gutachter: Prof. Dr. Wilhelm Kuttler

2. Gutachter: Prof. Dr. Dieter Kelletat

Vorsitzender des Prüfungsausschusses: PD Dr. Rudolf Juchelka

Tag der mündlichen Prüfung: 22. Februar 2006

Diese Arbeit erscheint in gleicher Form auch als gedruckte Monographie:

BONGARDT, Benjamin (2006): Stadtklimatologische Bedeutung kleiner Parkanlagen – dargestellt am Beispiel des Dortmunder Westparks. In: Essener Ökologische Schriften, Bd. 24; Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben. 19,95 €, ISBN 3-89432-110-5

Vorwort

In den Händen halten Sie eine wissenschaftliche Arbeit, die zwar speziell, aber dennoch einer interessierten Leserschaft aufgrund ihrer begreifbaren Thematik gut zugänglich sein kann. Vor dem Hintergrund zunehmender Verstädterung bei gleichzeitigem Bevölkerungswachstum wird das Ökosystem Stadt in den kommenden Jahrzehnten nicht an Relevanz verlieren. Innerstädtische Grünanlagen galten innerhalb dieser urbanen Strukturen schon immer als „Inseln“ oder „Oasen“. Dabei übernehmen sie viel mehr Funktionen, als Fußballplatz oder Sonnenwiese zu sein – man nimmt diese nur oft nicht bewusst wahr. Eine unter vielen Besonderheiten eines Stadtparks stellt dessen Klimatologie dar, deren nähere Untersuchung zwar schon Anfang des vergangenen Jahrhunderts begann, aber bis heute nicht an Reiz verloren hat. Besonders vor dem Hintergrund eines hohen Flächenbedarfs in Innenstädten und hoher Bodenpreise liegen Parkanlagen häufig in attraktiven Lagen und sind zum Teil in ihrer Existenz bedroht. Andererseits birgt der Prozess des Städteschumpfens aufgrund von Wanderungsbewegungen und des Bevölkerungsrückgangs in einzelnen Städten die Chance, neue Parkanlagen anzulegen.

All diesen Grünflächen ist aufgrund des meist beschränkten Platzangebots gemein, dass sie selbst nicht besonders groß sind. Die stadtklimatischen Bedingungen und Auswirkungen dieser Flächen, die nicht zu vernachlässigen sind – soviel sei schon gesagt – werden in dieser Arbeit näher untersucht.

Ich sehe es als hohes Privileg an, auf so unabhängige Art und Weise die zur Durchführung der Arbeit notwendigen experimentellen Messungen und numerischen Modellierungen durchgeführt haben zu können. Daher möchte ich an dieser Stelle zunächst meinen Dank und Respekt meinem Doktorvater Prof. Dr. Wilhelm Kuttler aussprechen, von dessen Grundgedanken ausgehend sich diese Arbeit zu der vorliegenden parkklimatologischen Studie entwickeln konnte. An erster Stelle stehen hierbei natürlich die fachlich-inhaltlichen Diskussionen aber auch das ein oder andere strategische Gespräch wusste ich zu schätzen.

Sowohl in großer als auch in kleiner Runde entstanden in Diskussionen mit den Mitarbeitern der Abteilung Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie viele fruchtbare Gedanken, die zum Gelingen der Arbeit beitrugen, weshalb ich zu Dank verpflichtet bin. Ich möchte insbesondere Dr. Stephan Weber, Dr. Sascha Henninger, Dr. Alexander Graf, Dipl.-Umweltwiss. Thomas Latacz, Dipl.-Umweltwiss. Simone Blankenstein und Dipl.-Umweltwiss. Tom Litschke für die Unterstützung bei den nächtlichen Messungen im fernen Dortmund danken. Das wohl existenziellste Dankeschön in diesen Zeilen geht an die Herren Andreas Schmidt und Markus Nekes, ohne deren großes Engagement und Bereitschaft der Aufbau und die Pflege der Messgeräte sowie die Durchführung der zahlreichen Messkampagnen nicht in dieser Weise möglich gewesen wäre. Natürlich soll mein Dank an die genannten (ehemaligen) Doktoranden, Frau Dominika Ptak (M.A.) und die Techniker auch für die gute, freundschaftliche Zusammenarbeit gelten.

Herrn Dr. Dirk Düttemeyer danke ich für Rat und Tat in vielen Situationen (auch für das Gegenlesen des Arbeitsmanuskriptes) und Herrn Dr. Andreas-Bent Barlag für einen laminaren und manchmal auch turbulenten Arbeitsfluss im Hause.

Besonders großer Dank gebührt auch Herrn Dr. Michael Bruse vom geografischen Institut der Ruhr-Universität Bochum. Ohne die ständige Weiterentwicklung von ENVI-met und regelmäßige individuelle Benutzerberatung hätte diese Dissertation nicht simulierte und gemessene Werte in dieser Exaktheit vergleichen können.

Herrn Dr. Wolfgang Beckröge sei an dieser Stelle für die inhaltliche Beratung im Vorhinein der Messungen und Herrn Martin Muthig (beide Regionalverband Ruhr) für die Leihgabe der Befestigungssysteme gedankt. Hinsichtlich der Verleihung des Albedometers und Strahlungsbilanzgebers möchte ich Herrn Dipl.-Ing. Alexander Ropertz und Prof. Dr. Konradin Weber von der Fachhochschule Düsseldorf danken.

Außerdem soll die Gelegenheit genutzt werden, den vielen externen Ansprechpartnern meinen Dank auszusprechen. Besonders möchte ich dabei Herrn leitenden Gartenbaudirektor J. Blume und Herrn O. Holznagel vom Regiebetrieb Stadtgrün für die enge Kooperation und Unterstützung der Messungen im Westpark, Herrn Dipl.-Geogr. H. Bornkessel vom Umweltamt Dortmund für die Informationen, meteorologischen Daten und das Gebäudemodell sowie Herrn Dr. H. Lüftner für die Daten der Messstation des Instituts für Geografie der Universität Dortmund danken. Dank geht auch an Frau Köhler und Herrn Bille vom Erwin-Krautscheid-Haus der AWO, die unentgeltlich den Stromanschluss des Hauses für den Bedarf während der lufthygienischen Messungen zur Verfügung stellten. Genauso sei Herrn Prof. Dr. M. Ludvik und den Herren Ruttkowski und Piper von der Fachhochschule Dortmund für die gute Zusammenarbeit und schnelle Genehmigung beim Aufbau der Überdachstation sowie dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen und seiner Mitarbeiterin Frau S. Wilhelm für die Überlassung und Übermittlung der lufthygienischen und meteorologischen Daten von vier Messstationen im östlichen Ruhrgebiet gedankt. Dank gebührt außerdem Herrn H.-G. Felinks vom Amt für Statistik und Wahlen, der trotz der anstehenden Bundestagswahlen Bevölkerungszahlen individuell zusammengestellt hat.

Nicht vergessen werden sollen die selbstlosen Hilfseinsätze der Studierenden Alexandra Hesselschwerdt, Lars Krell, Sonja Rischer, Claudia Schreiber und Alexandra Tuszewski sowie die Hilfe von Stephan Schalm und Helga Finken. Jan Borgolte danke ich für die Fotos und ein extra Dankeschön geht an meine Eltern und meinen Bruder für die Korrekturen und Ratschläge.

Die wichtigste Person in der Begleitung dieser Arbeit und von mir ist meine Freundin Sabine Schulten, die mich so unschätzbar gut motivieren kann und sowohl inhaltlich als auch handwerklich der wünschenswerteste Rückhalt ist, den ich mir vorstellen kann. Danke!

AIR

Welcome Sulphur dioxide

Hello Carbon monoxide

The air the air is everywhere

Breathe deep while you sleep

Breathe deep, deep, deep, de- deep

Aus HAIR

Gerome Ragni, James Rado (Text)

Galt MacDermont (Musik)

Inhalt

Inhalt	I
Abbildungen	III
Tabellen	X
Karten	XIII
1 Einleitung	1
2 Untersuchungsmotivation und Fragestellung	3
3 Grünflächen und Stadtklimatologie	4
3.1 Innerstädtische Parkanlagen	4
3.2 Parkklima	8
3.2.1 Park Cool Island (PCI)	12
3.2.2 Klimamodifikationen in städtischen Grünflächen	16
3.2.2.1 Wärmebilanzglieder	16
3.2.2.2 Modifikation der Strahlungsflüsse	20
3.2.2.3 Modifikation der Oberflächentemperatur	22
3.2.2.4 Modifikation der Luftfeuchtigkeit	24
3.2.2.5 Lokale Kaltluft	27
3.2.2.6 Modifikation der Austauschverhältnisse	29
3.2.2.7 Modifikation der atmosphärischen Stabilität	37
3.2.3 Parkbreeze	40
3.2.4 Empirische Erkenntnisse zur PCI aus Fallstudien zum Parkklima	45
3.2.4.1 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen bis 5 ha	53
3.2.4.2 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen bis 20 ha	54
3.2.4.3 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen bis 100 ha	55
3.2.4.4 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen über 100 ha	57
3.2.4.5 Erkenntnisse aus Modellierungen von innerstädtischen Parks	60
3.2.4.6 Erkenntnisse zur Energiebilanz städtischer Grünflächen	61
3.2.5 Erkenntnisse statistisch-parkklimatologischer Analysen	64
3.2.6 Luftqualität und städtische Grünflächen	66
3.2.6.1 Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Organismen	67
3.2.6.2 Bewertung der Konzentrationen der Luftinhaltsstoffe in der Stadtatmosphäre	68
3.2.6.3 Ozonbildungspotenzial städtischer Vegetation	69
3.2.6.4 Positive lufthygienische Effekte urbaner Vegetation: Deposition	71
3.2.6.5 Positive lufthygienische Effekte urbaner Vegetation: metabolische Prozesse	74
3.2.6.6 Empirische Erkenntnisse zum lufthygienischen Effekt urbaner Vegetationsbestände	75
3.2.7 Bewertung städtischer Grünflächen hinsichtlich des thermischen Wirkungskomplexes	79
4 Untersuchungsgebiet	83
5 Repräsentativität des Untersuchungsgebietes	96

6	Angewendete Methoden	100
6.1	Stationäre Messungen.....	102
6.1.1	Bestimmung der atmosphärischen Stabilität.....	106
6.1.2	Datenqualitätssicherung.....	109
6.2	Mobile Messungen.....	111
6.2.1	Temperaturmessfahrten und Tracerexperimente.....	111
6.2.1.1	Modifizierte Areal TREND-Methode zur Trendelimination bei Messfahrten	121
6.2.2	Lufthygienische Messungen über 24 Stunden.....	122
6.2.3	Messgänge zur Ermittlung der thermischen Belastungssituation	124
6.3	Anwendung numerischer Modellierungen	128
7	Ergebnisse.....	136
7.1	Repräsentanz des Messzeitraums	136
7.2	Überblick über die stationären Messungen.....	138
7.3	Charakterisierung des Parkklimas anhand der Bodenstationen	142
7.3.1	Charakterisierung des Parkklimas unter Berücksichtigung der Überdachstation	151
7.3.2	Schichtungszustand der Atmosphäre im Untersuchungsgebiet.....	160
7.3.3	Autochthone Witterungsabschnitte.....	165
7.4	Langzeitliches Verhalten von PCI und UHI.....	170
7.5	Zusammenhang von Park Cool Island, Parkbreeze und anderen Ausbreitungsprozessen der Parkluft	173
7.5.1	Mitführung der Parkluft durch übergeordneten Wind.....	178
7.5.2	Luftmassenaustausch durch Parkbreeze.....	184
7.5.3	Ausbreitung von Parkluft aufgrund kombinierter Prozesse	193
7.5.4	Auftrittshäufigkeit der Parkbreeze	196
7.6	Analyse der lufthygienischen Verhältnisse im Westpark	198
7.7	Human-biometeorologisch bewertete thermische Verhältnisse in Park und Umgebung.....	209
7.8	Auswirkungen des Parkklimas auf klimatologische Ereignistage.....	221
8	Diskussion der Ergebnisse	223
9	Schlussfolgerungen und Ausblick	231
10	Literatur	233
11	Anhang.....	249
11.1	Abkürzungsverzeichnis	249
11.2	Symbolverzeichnis.....	249
11.3	Gleichungen	250
11.4	Gerätespezifikationen.....	251
11.5	DTV im Untersuchungsgebiet	255
11.6	Detailangaben zu den durchgeführten Simulationen mit Envimet.....	256
11.7	Karten der vom Projekt MOLAND untersuchten Ballungsräume.....	259
11.8	Der klimatische Einfluss der Periode 19.08. – 15.09.2003 auf die Umlandstationen und die Station FH	261

Abbildungen

Abb. 1:	Schema der Parktypbestimmung.....	7
Abb. 2:	Einteilung der meteorologischen Meso- und Mikroskala nach räumlicher und zeitlicher Ausdehnung mit Beispielen (nach: ORLANSKI 1975).....	9
Abb. 3:	Temperaturverhalten von Park-, Innenstadt und Umlandklimatop in Münster..	14
Abb. 4:	Kumulierte Temperaturabnahme von Park-, Innenstadt und Umlandklimatop in Montreal.....	14
Abb. 5:	Kumulierte Temperaturabnahme von Park, Parkumgebung und Umland in Vancouver.....	15
Abb. 6:	Modifikation der planetaren Grenzschicht (PBL, engl. Planetary Boundary Layer) durch einen Stadtkörper und seine Elemente in mesoskaliger (a) und mikroskaliger (b, c) Darstellung. Erläuterungen siehe Text.	30
Abb. 7:	Abstrahierte Zonen unterschiedlicher Strömungsausprägung bei Überströmung (a); Skizze der Zonen typischer Windgeschwindigkeiten (in Prozent der unbeeinflussten Strömung) bei der Um- bzw. Durchströmung eines leicht Durchlässigen Windschutzes (b). Die Distanzen sind als Vielfache der Hindernishöhe h angegeben.....	32
Abb. 8:	Überströmungsmuster städtischer Strukturen. Erläuterungen siehe Text.	36
Abb. 9:	Schematische Darstellung [Querschnitt (a) bzw. Draufsicht (b)] der Parkbreeze. Das auftretende Luftmassendefizit durch den bodennahen, zentrifugalen Austritt der Parkluft (durchgezogenen Pfeile) kann entweder durch eine zentrifugale Gegenströmung (gestrichelte Pfeile) oder durch die in eine Richtung orientierte, übergeordnete Strömung (hier nicht dargestellt) erfolgen. Quelle: eigene Darstellung, unter Verwendung von NARITA et al. 2002)	40
Abb. 10:	Der nordwestdeutsche Klimabereich, die zugehörigen Klimabezirke (schwarze Grenzen bzw. Schrift) (nach: MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1962), Isohyeten (hellgrau) (nach: MINISTERIUM FÜR UMWELT 1989; LÜFTNER 1996) sowie die prozentuale Aufttrittshäufigkeit von kontinentalen Luftmassen (dunkelgrau) (BERG 1940; WEISCHET & ENDLICHER 2000). Erläuterungen siehe Text.....	84
Abb. 11:	N-S Höhen-Profil Dortmunds mit Lufttemperaturen (Nacht 20./21.08.1984), ermittelt aus Stationsmessnetz und Befliegungen der Stadtklimaanalyse (Kommunalverband Ruhrgebiet 1986). Der markierte Westpark liegt allerdings östlich des Schnittpunkts des Profils durch den Stadtkern. Die Lufttemperaturen dort können daher nur als Hinweis auf die Wohnblockbebauung des Parks bezogen werden.	85
Abb. 12:	Flächennutzungsplan (FNP) der Stadt Dortmund 2004 sowie die Verortung des Untersuchungsgebiets (Westpark) und einzelner, von Dritten betriebener Messstationen, die zur Auswertung von meteorologischen und/oder lufthygienischen Daten herangezogen werden.....	87
Abb. 13:	Oberflächenstrahlungstemperaturen im Untersuchungsgebiet Dortmund Westpark und Umgebung für die Tagsituation (oben: 17.10.1984, ca. 14:00 h; 7 h nach SA) und die Nachtsituation (unten: 30.10.1984, ca. 22:30 h; 5 h nach SU), genordnet, erfasster Spektralbereich 8 - 14 μm	91

- Abb. 14: Mit Luftbild (Aufnahme: Juli 2003) unterlegtes digitales Geländemodell (1,22-fache Überhöhung, Schrägansicht) des Westparks und seiner bebauten Umgebung. Als zusätzliche Information wurde quaderförmig das Erscheinungsbild der Gebäude (ohne Giebelinformation) in die Darstellung gefügt. Blickrichtung: Nord. 92
- Abb. 15: Klassifizierte relative Häufigkeit und relative Summenhäufigkeit der Green Urban Areas (GUA) in Abhängigkeit ihrer Grundfläche (Klassengröße: 5 ha). N = 1970, aus zehn verschiedenen Untersuchungsgebieten. Die Daten stammen aus den Jahren 1997, 1998 und 1999. 97
- Abb. 16: Abhängigkeit der Richardson Zahl von der Differenz der Windgeschwindigkeiten zwischen den Messhöhen 4 m und 48 m ü. Gr. für unterschiedlich stabile Schichtungen. Die Schraffuren zeigen die beiden kritischen Richardson Zahlen $Ri = 0,25$ und $Ri = 1$ an. Θ ist dabei die potenzielle Temperatur, Θ_v die virtuelle potenzielle Temperatur (beide in K) und u die Windgeschwindigkeit in $m\ s^{-1}$. In der Legende sind die ausgewählten Differenzen der potenziellen, virtuellen Temperatur zwischen den Höhen z_0 und z_1 108
- Abb. 17: Messfahrrad mit Messfühler an der Auslegerspitze, Datenspeichereinheit (Datalogger), Behälter für den Akkumulator zur Stromversorgung des Dataloggers und Handtaster am Lenker (Aufnahme: BONGARDT) 112
- Abb. 18: Ausbreitung von Rauch einer am Boden entzündeten Rauchkerze. (Aufnahme: BONGARDT) 116
- Abb. 19: Preiswertes Ballonsondensystem zur Auflassung von Rauchkerzen in höhere Luftschichten. Der kleine Behälter unterhalb des Ballons am Leinenausleger nimmt die entzündete Rauchkerze auf und verhindert ein Herausfallen dieser beim Auflassen. (Aufnahme: BONGARDT) 117
- Abb. 20: Mittlerer nicht korrigierter und korrigierter Temperaturverlauf aus 30 Messfahrten zwischen dem 07.05.2003 und dem 09.06.2004. Grau dargestellt sind die Abschnitte, die durch den Park verlaufen. 121
- Abb. 21: Mobiles Messlabor an seinem Standort im Westpark am 27.08.2003. (Aufnahme: BONGARDT) 123
- Abb. 22: Messgeräteanordnung zur gleichzeitigen Erfassung von kurz- und langwelligen Strahlungsflussdichten aus zwei Halbräumen. Vorne: Albedometer, hinten: Pyrriadiometer. 127
- Abb. 23: Handmesswagen zur Erfassung der Messgrößen, die zur Beurteilung der thermischen Behaglichkeit an verschiedenen Standorten notwendig sind. Am Ausleger rechts sind Albedometer und Strahlungsbilanzgeber befestigt, Temperatur und Feuchte werden in der weißen kleinen Hütte und die Windgeschwindigkeit rechts daneben mit einem Hitzkugelanemometer aufgenommen. 127
- Abb. 24: Beispiele der nachbearbeiteten Aufnahmen (s/w-Kanal) mit dem Fischeaugenobjektiv. Norden ist immer am unteren Bildrand; Standorte (v. l. n. r., v. o. n. u.): HB-S, HB-N, HB_N-S, HB-G, HB-B, HB_E-W 128
- Abb. 25: Schematischer Aufbau des Modells ENVI-met. 130
- Abb. 26: Dominierende Einflüsse auf die Ausbreitung von Parkluft und der sich daraus ergebende Unterschied im visualisierten Ergebnis. 135

Abb. 27:	Relative Häufigkeit der Großwetterlagen (GWL) im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 und 118-jährigen Mittel (1881 – 1997) in Europa. Die gepunkteten Linien geben die Zugehörigkeit zum Zirkulationstyp der GWL an. Zusätzlich ist durch die grauen Punkte das Verhältnis der Auftretishäufigkeit der GWL in Messzeitraum und langjährigem Mittel dargestellt.	137
Abb. 28:	Monatsmitteltemperaturen im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 von ausgewählten Klimastationen.....	140
Abb. 29:	Mittlere monatliche Lufttemperaturen während der Tagstunden ausgewählter Klimastationen im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.....	140
Abb. 30:	Mittlere monatliche Lufttemperaturen während der Nachtstunden ausgewählter Klimastationen im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.	140
Abb. 31:	Monatsmittelwerte der Dampfdrücke am Tage im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 an ausgewählten Klimastationen und die an Station UniDO gemessene Niederschlagssumme.....	141
Abb. 32:	Monatsmittelwerte der Dampfdrücke in der Nacht im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 an ausgewählten Klimastationen und die an Station UniDO gemessene Niederschlagssumme.....	141
Abb. 33:	Mit dem Häufigkeitsmaximum der einzelnen Klasse normierte absolute Häufigkeiten und relative Summenhäufigkeiten der Lufttemperaturklassen an den Stationen DOLIS, ME, P1 und UniDO auf Basis von 30-min-Mittelwerten für den Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004. Klassenbreite: 0,5 K.	145
Abb. 34:	Mittlere UHI, PCI, UME und PMD für den Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Grundlage sind Daten der Station UniDO und jeweils das Mittel aller Baukörper- sowie der beiden Parkstationen.....	147
Abb. 35:	Relative Windrichtungshäufigkeitsverteilung an ausgewählten Stationen in 4 m ü. Gr. bzw. 10 m ü. Gr. (UniDO, DOLIS) im Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004. Zusätzlich eingezeichnet ist die Windrose für Schwachwindwetterlagen. Oben rechts sind jeweils der Kalmenanteil (K) sowie der Schwachwindhäufigkeitsanteil ($u_{1,5} < 1,5 \text{ m s}^{-1}$) aufgetragen. Basis sind 3-min bzw. 10-min (UniDO) und 15-min (DOLIS) Rohdaten der Stationen.	150
Abb. 36:	Monatsmittelwerte von t_l , u , f und e von ausgewählten Stationen im Bezugszeitraum 16.09.2003 – 18.08.2005 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Die Datensätze von September und August sind jeweils nur unvollständig und daher mit Vorsicht zu interpretieren.....	153
Abb. 37:	Mittlere Tagesgänge des vertikalen Lufttemperatur- und Windgeschwindigkeitsgradienten zwischen Dachstation (FH) und dem Mittel der Baukörper- (M) bzw. Parkstationen (P) für den Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte.	156
Abb. 38:	Mittlere Tagesgänge des vertikalen Lufttemperatur- und relativen Luftfeuchtigkeitsgradienten zwischen Dachstation (FH) und dem Mittel der Baukörper- (M) bzw. Parkstationen (P) für den Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte.	158

- Abb. 39: Mittlere Tagesgänge des vertikalen Lufttemperatur- und aktuellen Dampfdruckgradienten zwischen Dachstation und dem Mittel der Baukörper- (M) bzw. Parkstationen (P) für den Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. 158
- Abb. 40: Relative Windrichtungshäufigkeitsverteilung an ausgewählten Stationen in 4 m ü. Gr. (ME, P2), 30 m ü. Gr. (UNNA) und 40 m ü. Gr. (FH) im Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004. Zusätzlich eingezeichnet ist die Windrose für Schwachwindwetterlagen. Oben rechts sind jeweils der Kalmenanteil (K) sowie der Schwachwindhäufigkeitsanteil ($u_{1,5} < 1,5 \text{ m s}^{-1}$) aufgetragen. Basis sind 30-min Mittelwerte der Stationen. 160
- Abb. 41: Der Schichtungszustand der Stadtatmosphäre. Die Klassifikation beruht auf Grundlage der kritischen Richardsonzahl von $R_{ik} = 0,25$. Die Schichtmächtigkeit beträgt 44 m (P2 – FH) bzw. 38 m (ME – FH) Welche Station für die Berechnung zugrundegelegt wurde, wird jeweils oben rechts angegeben (P2, ME). Datengrundlage der Berechnungen sind die 30-min-Mittelwerte der Stationen im Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004. Weitere Erläuterungen siehe Text..... 161
- Abb. 42: Der Schichtungszustand der Stadtatmosphäre nach vereinfachter Diffusionskategorisierung. Die jeweiligen Zustände wurden auf labil (Diffusionskategorie nach POLSTER (1969): A, B), neutral (C, D, E) und stabil (F, G) reduziert. Grundlage bilden die vertikalen Temperaturgradienten zwischen Straßenschlucht (ME) und FH bzw. Park (P2) und FH sowie die jeweiligen bodennah gemessenen Windgeschwindigkeiten. Die Schichtmächtigkeit beträgt 38 m (ME – FH) bzw. 44 m (P2 – FH)..... 164
- Abb. 43: Abhängigkeit der nächtlichen Intensität der Park Cool Island von der Richardsonzahl im Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004. Einige wenige Wertepaare sind nicht dargestellt, da einzelne Extremwerte der Richardsonzahl eine lesbare Darstellung des Diagramms verhindern würden. . 166
- Abb. 44: Anzahl der Strahlungstage im Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004 nach im Text beschriebener Definition. Den mit einem „*“ gekennzeichneten Monaten liegt kein vollständiger Datensatz zu Grunde (siehe dazu auch ³⁰, S. 109). 167
- Abb. 45: Mittlerer Tagesgang der UHI und PCI für den gesamten Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004 bzw. während der 50 autochthonen Wetterlagen (UHI(aut.), PCI (aut.)) auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Grundlage zur Berechnung sind Daten der Station UniDO und jeweils das Mittel aller Baukörper- bzw. der beiden Parkstationen. Als Zusatzinformation ist der mittlere Tagesgang der Globalstrahlung an der Station UniDO (SVF = 1) aufgezeichnet..... 168
- Abb. 46: Mittlerer Tagesgang des UME und PMD für den gesamten Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004 bzw. während der 50 autochthonen Wetterlagen (UME(aut.), PMD (aut.)) auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Grundlage zur Berechnung sind Daten der Station UniDO und jeweils das Mittel aller Baukörper- bzw. der beiden Parkstationen. Als Zusatzinformation ist der mittlere Tagesgang der Globalstrahlung an der Station UniDO (SVF = 1) aufgezeichnet..... 169
- Abb. 47: Nächtliche Abhängigkeit der Intensität der Park Cool Island von der Intensität der urbanen Wärmeinsel. Zugrunde liegen die Daten der Stationen

	UniDO und ME (UHII) bzw. P2 und ME (PCII) über den Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.	171
Abb. 48:	Nächtliche Abhängigkeit der Klassenmittelwerte der PCII von den Klassenmittelwerten der UHII. Grundlage sind die Daten der Stationen UniDO, ME und P2 aus dem Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004. Klassengrößen waren für die UHII 1 K, für die PCII 0,6 K.	172
Abb. 49:	Mittlerer Tagesgang des Bestimmtheitsmaßes der Korrelation von UHII und PCII. Grundlage der Berechnung sind die einzelnen 30-min-Mittelwerte auf Basis der Stationsmessdaten UniDO, ME, P2 im Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.	173
Abb. 50:	Mittlere, minimale und maximale Abweichung der Lufttemperatur von ihrem Messwert am Messpunkt 57 (vgl. Karte 8 bzw. Karte 5, Abschn. 6.2.1) im Untersuchungsgebiet. Zusätzlich ist die Standardabweichung (σ) der jeweiligen Differenzen zum Messwert von MP 57 aufgetragen. Grundlage der Darstellung sind 29 nächtliche Messfahrten im Zeitraum 07.05.2003 – 08.06.2004, die mehrheitlich im Sommer, aber auch zu allen anderen Jahreszeiten durchgeführt wurden (vgl. Tab. 9, S. 115). Grau unterlegt sind die Abschnitte der Messstrecke, die durch den Park verlaufen.	174
Abb. 51:	Mittleres Messprofil (mittlere Lufttemperaturabweichung von MP 57) für solche Messfahrten, deren arithmetisches Lufttemperaturmittel über 18 °C, unter 10 °C bzw. zwischen den beiden Werten liegt. Zusätzlich ist dies noch für alle im Sommerhalbjahr und Winterhalbjahr durchgeführte Messfahrten aufgetragen.	177
Abb. 52:	Windrichtungen (Φ) im Untersuchungsgebiet und an der Station DMD (30 m ü. Gr.) in der Nacht 14./15.07.2003 auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Zusätzlich sind die Windgeschwindigkeiten (u) an der Station DMD sowie am Umlandstandort UniDO (10 m ü. Gr.) aufgetragen. (Für die Standorte s. Abb. 12, S. 87).....	178
Abb. 53:	Verlauf der Lufttemperaturen vom 14. auf den 15.07.2003 auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Die Pfeile in der Abbildung deuten den Zeitpunkt des Sonnenauf- bzw. Sonnenuntergangs an.	179
Abb. 54:	Verlauf der Lufttemperaturen vom 11./12.06.2003 auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Die Pfeile in der Abbildung deuten den Zeitpunkt des Sonnenauf- und Sonnenuntergangs an.....	185
Abb. 55:	Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten im Untersuchungsgebiet (3-Min-Mittelwert Rohdaten), an der Station UniDO (10 m ü. Gr., 10-Min-Mittelwert Rohdaten) und an der Station DMD (30 m ü. Gr., 30-Min-Mittelwert Rohdaten) am 11.06.2003. Die Kalmengrenze der Messgeräte im Untersuchungsgebiet liegt bei $u \leq 0,5 \text{ m s}^{-1}$. An P1 wurde diese im dargestellten Zeitraum, genau wie an P2 nie überschritten, weshalb diese nicht aufgetragen sind. Station MW hatte einen technischen Defekt. Der Zeitraum der mobilen Messwerterhebung ist grau hervorgehoben.....	186
Abb. 56:	Windrichtungshäufigkeiten während aller untersuchter 29 Messnächte (vgl. dazu Tab. 9, S. 115) im Untersuchungsgebiet und an der Station UniDO. Die Positionen der Windrosen entsprechen ihrer Lage im Messgebiet. Die Zahlen in den Kästen geben die Kalmenhäufigkeit wieder.	192

Abb. 57:	Abhängigkeit des Luftausbreitungstyps (Tab. 25) vom 30-Min-Mittelwert der Windgeschwindigkeit in Überdachniveau (Station DMD, 30 m ü. Gr., ca. 15 m ü. Dach) auf Basis der 29 durchgeführten Sondermessungen.....	198
Abb. 58:	Tagesgang der Lufttemperaturen am 07./08.08.2003 an ausgewählten Stationen in 3,5 m ü. Gr. bzw. 2 m ü. Gr. (UniDO) auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Die zusätzlich dargestellten bodennahen Lufttemperaturen verdeutlichen die Inversionsstärke (pro 3,3 m) im Park.	200
Abb. 59:	Verlauf der Windgeschwindigkeit (u) und Windrichtung (Φ) am 07./08.08.2003 im Westpark (10 m ü. Gr., Ultraschallanemometer) und an der nächsten Wind messenden Station des LUA NRW (Station DMD: 30 m ü. Gr., ca. 15 m ü. Dachniveau; Kalmengrenze < 1 m s-1) auf Basis der 30-Min-Mittelwerte.	201
Abb. 60:	Tagesgang von CO am Verkehrsstandort VDOR (Dortmunder Innenstadtring, Nähe Hbf; Nachweisgrenze $\leq 0,4 \mu\text{g m}^{-3}$) und CO sowie CO ₂ im Westpark am 07./08.08.2003.....	201
Abb. 61:	Tagesgang von NO, NO ₂ und O ₃ am Stadtstandort DMD und in der Grünfläche am 07./08.08.2003, dargestellt als 30-Min-Mittelwerte.....	202
Abb. 62:	Tagesgang des NO ₂ /NO-Verhältnisses, der Ozonkonzentration und UV-Strahlungsflussdichte im Westpark am 07./08.08.2003, dargestellt als 30-Min-Mittelwerte.....	203
Abb. 63:	Tagesgang von Benzol, Toluol, den summierten mp- und o-Xylenen im Westpark, Toluol-Benzol-Verhältnis (oben), sowie der Windrichtung und –geschwindigkeit im Park (10 m ü. Gr.) und an der Station DMD (30 m ü. Gr.) (unten) am 15./16.04.2003, dargestellt als 1-h-Mittelwerte bzw. 30-Min-Mittelwerte.....	205
Abb. 64:	Windrichtungshäufigkeit innerhalb des Westparks am 07./08.08.2003 auf Basis der 1-Min-Mittelwerte (Rohdaten). Eine Kalmengrenze brauchte für das Ultraschallanemometer nicht definiert zu werden. Das graue Rechteck soll den Westpark andeuten, der Mittelpunkt der Windrose stellt den Standort des Messlabors im NE des Parks dar.	207
Abb. 65:	Abhängigkeit der Spurenstoffkonzentration im Westpark von der an den Stadtstationen VDOR bzw. DMD am Beispiel von CO und NO ₂ . Die Darstellung beruht auf den 30-Min-Mittelwerten des Messtermins 07./08.08.2003.	208
Abb. 66:	Tagesgang der Richardsonzahl [Ri] und der Globalstrahlung [K↓] im Zeitraum 07.08.2004, 18 h MEZ bis 10.08.2004 00:00 h MEZ. Die Berechnung von Ri wurde für die Straßenschluchtatmosphäre [Ri (Straße)] und für die Parkatmosphäre [Ri (Park)] durchgeführt (vgl. Abschn. 7.3.2).....	210
Abb. 67:	Tagesgang der PET und des PMV am 08.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark (vgl. Karte 7). Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text und Abschn. 6.2.3, S. 124. Die Standorte befinden sich innerhalb einer rel. breiten E-W verlaufenden Straßenschlucht an deren Nord- (HB-N) und Südseite (HB-S), auf der Ostseite einer schmalen N-S verlaufenden Straßenschlucht (HB_N-S) sowie in der Mitte einer schmalen E-W verlaufenden Straßenschlucht (HB_E-W). Im Westpark liegt ein Messpunkt auf einem offenen Wiesenabschnitt (HB-G) und der andere unterhalb von dichten Laubbaumkronen (HB-B).....	212

- Abb. 68: Tagesgang der Lufttemperatur (tl), der Windgeschwindigkeit (u), der mittleren Strahlungstemperatur (tmrt) und des aktuellen Dampfdrucks (e) am 08.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark. Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text, Karte 7, S. 125; Tab. 13, S. 126; Abschn. 6.2.3, S. 124 und Abb. 67..... 213
- Abb. 69: Tagesgang der PET und des PMV am 09.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark (vgl. Karte 7). Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text und Abschn. 6.2.3, S. 124. Die Standorte befinden sich innerhalb einer rel. breiten E-W verlaufenden Straßenschlucht an deren Nord- (HB-N) und Südseite (HB-S), auf der Ostseite einer schmalen N-S verlaufenden Straßenschlucht (HB_N-S) sowie in der Mitte einer schmalen E-W verlaufenden Straßenschlucht (HB_E-W). Im Westpark liegt ein Messpunkt auf einem offenen Wiesenabschnitt (HB-G) und der andere unterhalb von dichten Laubbaumkronen (HB-B)..... 216
- Abb. 70: Tagesgang der Lufttemperatur (tl), der Windgeschwindigkeit (u), der mittleren Strahlungstemperatur (tmrt) und des aktuellen Dampfdrucks (e) am 09.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark. Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text, Karte 7, Tab. 13, Abschn. 6.2.3, S. 124 und Abb. 69. 217
- Abb. 71: Darstellung des simulierten PMV im Untersuchungsgebiet am 08.08.2004 um 13 h MEZ bei wolkenlosem Himmel. Die Karte zeigt einen Querschnitt auf der human-biometeorologisch entscheidenden Höhe von $z=1,2$ m ü. Gr. Gekennzeichnet mit den Messpunktnamen sind die Stellen, an denen die realen Messungen durchgeführt wurden..... 220
- Abb. 72: DTV-Werte im Bereich des Westparks. Die waagerechten Zahlen an den Knotenpunkten geben das Erhebungsjahr wieder (1992-2002), die anderen den DTV..... 255
- Abb. 73: Das Untersuchungsgebiet als für die Modellierung zugrunde gelegtes Gitternetz. Dargestellt sind die jeweils definierten Kürzel für die Pflanzennamen (je dunkler der Grünton, desto dichter das Blattwerk) sowie die Höhe der Gebäude (grau dargestellt). 256
- Abb. 74: Stadtgrenzen (innere Grenzlinie) bzw. bei der Auswertung der Green Urban Areas berücksichtigte Pufferzone (äußere Grenzlinie) der untersuchten europäischen Stadtregionen [a) Bratislava; b) Bruxelles; c) Grenoble; d) Helsinki; e) Lyon; f) Marseille; g) München; h) Praha; i) Ruhrgebiet; j) Wien]. Eingezeichnet sind als graue Flächen die GUAs. Geodaten aus: MOLAND Database, Courtesy of Land Management Unit EC/JRC/IES; vgl. 260
- Abb. 75: Verlauf des mittleren Tagesgangs von t, f, e und u auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Gegenüberstellung der Datengrundlage von 12 Monaten (19.08.2003 – 18.08.2004; Stationsname mit dem Zusatz 12) und 11 Monaten (16.09.2003 – 18.08.2004; Stationsname mit dem Zusatz 11). Der wärmende bzw. trocknende Einfluss des Augusts wird an allen durchgehend messenden Stationen deutlich. Die Korrektur der Messwerte an Station FH ist gut durchführbar. 262

Tabellen

Tab. 1:	Thermische Eigenschaften künstlicher und natürlicher Materialien und Böden	19
Tab. 2:	Übersicht über Größe, Umgebung, maximale PCI und Reichweite von messbaren Effekten städtischer Grünflächen auf Grundlage der angeführten Quellen.....	49
Tab. 3:	Klimatologische Kenndaten für die Stadt Dortmund.....	86
Tab. 4:	Urbane Wärmeinselintensität der UCL Dortmunds für verschiedene Zeitabschnitte und Witterungen. Datenbasis Stundenmittelwerte, Messzeitraum: 01.08.1984 – 31.07.1985	88
Tab. 5:	Flächenbedeckungen im Westpark während der Sommermonate.....	93
Tab. 6:	Zusammenstellung ausgewählter Informationen der genutzten Messstationen.....	103
Tab. 7:	Datenausfälle der zur Analyse herangezogenen Messstationen für den Vergleichszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Zusätzliche Angabe des von der Statistik unabhängigen gesamten Messzeitraums der jeweiligen Station.....	110
Tab. 8:	Messzeitraum und Datenausfälle der Stationen FH, UniDO und UNNA für den Vergleichszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Zusätzliche Angabe des von der Statistik unabhängigen gesamten Messzeitraums der jeweiligen Station.....	110
Tab. 9:	Messtermine der Fahrradmessfahrten und Tracerexperimente sowie Detailangaben zum SF6 – Probenahmeverfahren, zur vorherrschenden Großwetterlage und Temperaturdifferenz zum Messpunkt 57 (vgl. Karte 4). Die Voruntersuchungen sind mit den Buchstaben a – f gekennzeichnet.	115
Tab. 10:	Zuordnung der Messpunkte der Temperaturmessfahrt zu einem Feststationstrend bzw. Mittelwert von zwei Feststationstrends.....	122
Tab. 11:	Während der 24-stündigen Standmessungen im Westpark erfasste Spurenstoffe.	123
Tab. 12:	Vergleich der Skalen von PET und PMV, sowie Angaben zum thermischen Empfinden der Versuchspersonen und zur thermophysiologicalen Belastungsstufe. Den PMV-Werten sind Angaben über einen Durchschnittsorganismus („Klima-Michel“), ein Arbeitsumsatz von 80 W und ein Wärmedurchgangswiderstand der Kleidung von $\text{clo} = 0,9$ (korrekter Straßenanzug) zugrundegelegt.	125
Tab. 13:	Beschreibung der Messstandorte zur Erfassung human-biometeorologischer Einflussgrößen.	126
Tab. 14:	Übersicht über die Berücksichtigung von Prozessen durch Gleichungen und Parametrisierungen in den Teilmodellen Atmosphäre, Boden- und Grenzfläche und Vegetation von ENVI-met. (nach: BRUSE 1999)	131
Tab. 15:	Maßzahlen der Modellkonfiguration	133
Tab. 16:	Häufigkeit der Großwetterlagen nach der Zusammenfassung von BAUR et al. (1944) im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 in Dortmund und für das Jahresmittel (1881 – 1997).....	137

Tab. 17:	Jahresmittel (10.06.2003 – 09.06.2004) der Lufttemperatur, des aktuellen Dampfdrucks und der Windgeschwindigkeit an ausgesuchten Messstationen. 30-jähriges Mittel aus MÜLLER-WESTERMEIER (1996).	139
Tab. 18:	Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Lufttemperatur. Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.	144
Tab. 19:	Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Lufttemperatur, getrennt aufgeführt für die Tag- und Nachtsituation. Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.	145
Tab. 20:	Anteil der Kalmen und Windgeschwindigkeiten unter 1,5 m s ⁻¹ im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 während der Nachtstunden.....	151
Tab. 21:	Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Lufttemperaturen. Bezugszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004...	154
Tab. 22:	Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der aktuellen Dampfdrücke. Bezugszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004.	154
Tab. 23:	Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Windgeschwindigkeiten. Bezugszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004.	154
Tab. 24:	Relative Häufigkeit der Unterschreitung des Taupunkts an ausgewählten Stationen im Untersuchungsgebiet im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte.	170
Tab. 25:	Zuordnung des klimatischen Verhaltens der Parkluft während der einzelnen Messungen nach den im Text erläuterten Luftausbreitungsklassen (Typen).....	197
Tab. 26:	Mittlere Spurenstoffkonzentration (k) am 07./08.08.2003, typische Trockendepositionsgeschwindigkeit verschiedener Gase (vd) und die daraus berechnete Depositionsflussdichte (F) bzw. die Gesamt-Depositionsflussdichte (FA) für den ca. 10 ha großen Westpark. Zusätzlich ist die Depositionsflussdichte für je m ² und 24 h (F ₂₄) angegeben. (nach eigenen Erhebungen und MÖLLER (2003).....	206
Tab. 27:	Mit dem jeweiligen Messwert an der Station DMD bzw. VDOR (für CO) normierte Spurenstoffkonzentration (dimensionslos) in Abhängigkeit der Herkunft der Luftmasse auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Dem Südsektor sind alle Windrichtungen $\Phi > 45^\circ \leq 225^\circ$ zugeordnet, dem Nordsektor entsprechend die übrigen (vgl. Abb. 64).	208
Tab. 28:	Klimatologische Ereignistage im Umland (Station UniDO), im Westpark (P2) und an einer Messstation im der bebauten Umgebung der innerstädtischen Grünfläche (ME). Zu Lage und Charakteristika der Stationen vgl. Karte 4, S. 95; Abb. 12, S. 87 und Tab. 6, S. 103. Messzeitraum: 10.06.2003 – 09.06.2004; ermittelt auf Grundlage der 30-min-Mittelwerte.	221
Tab. 29:	Gerätetypen der Messstationen (P1, P2, ME, MN, MW, ME) zur Erfassung meteorologischer Größen.	251
Tab. 30:	Gerätetypen der Überdachstation (FH) zur Erfassung meteorologischer Größen.	251
Tab. 31:	Gerätetypen des mobilen Messlabors zur Erfassung meteorologischer Größen.	252

Tab. 32:	Geräteausstattung des mobilen Messlabors zur Erfassung atmosphärischer Spurenstoffe.	253
Tab. 33:	Geräteausstattung des Messwagens zur Bestimmung human-biometeorologischer Indizes.	254
Tab. 34:	Messfühler zur Erfassung der Lufttemperatur bei fahrradgestützten Messfahrten.	254
Tab. 35:	Gaschromatograph Autotrac 101 zum Nachweis von Schwefelhexafluorid (SF ₆ ; chemischer Tracer).....	254
Tab. 36:	Definierte Datenbank zu den Bodeneigenschaften des Untersuchungsgebiets in der Modellumgebung. Basierend auf Feldbegehungen und Luftbildauswertungen. Auf diese Eingabedaten wurde vom Modell zurückgegriffen.	257
Tab. 37:	Definierte Pflanzenkonfiguration der durchgeführten ENVI-met Simulationen im Sommer (a), Frühjahr/Herbst (b) und Winter (c). Auf diese Eingabedaten wurde vom Modell, je nach Jahreszeit zurückgegriffen.....	258

Karten

Als Kartengrundlage wurden Blätter 441023 und 441029 der Deutschen Grundkarten, DGK 5 (Maßstab: 1:5000) genutzt (Ausnahmen: Karte 1, Karte 12, Karte 15, Karte 18).

Karte 1:	Aufgrund eines stadtklimatologischen Interesses untersuchte Parkanlagen in ihrer Lage auf der Erde bzw. in den Klimazonen nach LAUER & FRANKENBERG (1987).	47
Karte 2:	Karte des Untersuchungsgebiets mit Schichten der Hangneigung (Gitternetzweite 5 m x 5 m) und Lage der installierten Klimastationen und Standort des temporär eingesetzten mobilen Messlabors.	92
Karte 3:	Visualisierung des Grundrisses vom Westpark und der direkt anschließenden Gartengrundstücke. Gekennzeichnet sind die sommerlichen Flächennutzungen.	94
Karte 4:	Karte des Untersuchungsgebiets. Dargestellt sind die Lage des Untersuchungsgebiets, die Lage der installierten Klimastationen (mit Stationskürzel), der Standort des temporär eingesetzten mobilen Messlabors, die Messstellen zur Erhebung thermisch relevanter human-biometeorologischer Einflussgrößen sowie ausgewählte Punkte auf der Route, die für Fahrrad gestützte Temperaturmessfahrten gewählt wurde.	95
Karte 5:	Messroute bei Temperaturmessfahrten, Emissionspunkte von Rauchkerzen – bodennah und in Überdachniveau.	113
Karte 6:	Mit dem Nachtmaximum (32000 ppt) normierte SF ₆ -Konzentrationen an den angefahrenen Messpunkten im Untersuchungsgebiet bei einer Voruntersuchung in der Nacht 12./13.02.2003 (Hintergrundkonzentration: 20 ppt, Emissionsdauer: 2:32 h, Massenflussdichte: 0,5 g s ⁻¹). Dargestellt sind nur die Punkte, an denen die gemessene Konzentration die Hintergrundkonzentration überschreitet.	119
Karte 7:	Lage und Kürzel der Messstellen an denen thermisch relevante Größen mobil erfasst wurden, um die Behaglichkeit im Untersuchungsgebiet zu bestimmen. Außerdem ist der Standort des mobilen Messlabors zur Erfassung von Spurenstoffen eingezeichnet.	125
Karte 8:	Übersichtskarte über die nummerierten Messpunkte und die Messroute der Temperaturmessfahrt. Eine detailliertere Darstellung ist mit Karte 5 in Abschn. 6.2.1 zu finden.	174
Karte 9:	Maximales Gebiet (tatsächlich max. Wirkungsbereich [29,4 ha]; durchgezogene Linie), in dem eine vom Westpark ausgehende Lufttemperaturabsenkung von mindestens 0,5 K erreicht wird. Datengrundlage sind 29 Temperaturmessfahrten im Zeitraum 07.05.2003 – 08.06.2004. Zusätzlich sind die maximalen Differenzen der Lufttemperaturen zwischen Messpunkt 57 (vgl. Karte 8 und Karte 5, Abschn. 6.2.1) und dem übrigen Untersuchungsgebiet eingezeichnet. Da durch Warmluftadvektion an MP 57 dort nicht immer das Temperaturminimum des Parks zu finden war, ist auf Grundlage der Temperaturschichten lediglich ein kleineres Wirkgebiet (sichtbares Wirkgebiet [27 ha]; gestrichelte Linie) zu ermitteln.	176

- Karte 10: Isanomalien zur Lufttemperatur im Park an MP 57 ($t_l = 21,1\text{ }^{\circ}\text{C}$) am 14.07.2003 um 23:30 MEZ, gemessen in einer Höhe von 1,6 m ü. Gr. (Zur Lage von MP 57 s. Karte 4, S. 95 bzw. Karte 8, S. 174). Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 52, S. 178 entnommen werden. 180
- Karte 11: Tracerausbreitung im Untersuchungsgebiet am 14.07.2003 um 23:30 MEZ (erster Messdurchgang der Nacht). Die roten Pfeile zeigen die Zugbahn des visuellen Tracers. Die Konzentration des chemischen Tracers (Probennahme in 1,5 m ü. Gr.) ist normiert mit dem SF6-Maximum (35100 ppt) aller in dieser Nacht gemessenen Immissionskonzentrationen. Bei Unterschreitung der Hintergrundkonzentration wurde der jeweilige Messwert gleich 0 ppt gesetzt. Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 52, S. 178 entnommen werden. 181
- Karte 12: Darstellung der numerisch simulierten Situation (ENVI-met; Version 3.0) vom 14.07.2003 23:30 MEZ hinsichtlich der Lufttemperatur und, hinsichtlich ihrer Positionierung in der Karte zufällig ausgewählter, Windvektoren in 1,6 m ü. Gr. Bedingungen für das Randmodell: $u = 1,7\text{ m s}^{-1}$ aus 35° in 10 m ü. Gr. 183
- Karte 13: Tracerausbreitung im Untersuchungsgebiet am 11.06.2003 um 21:10 MEZ (erster Messdurchgang der Nacht). Die roten Pfeile zeigen die Zugbahn des visuellen Tracers. Die Konzentration des chemischen Tracers (Probennahme in 1,5 m ü. Gr.) ist normiert mit dem SF6-Maximum (10000 ppt) aller in dieser Nacht gemessenen Immissionskonzentrationen. Bei Unterschreitung der Hintergrundkonzentration wurde der jeweilige Messwert gleich 0 ppt gesetzt. Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 55, S. 186 entnommen werden. 187
- Karte 14: Isanomalien zur Lufttemperatur im Park an MP 57 ($t_l = 18,7\text{ }^{\circ}\text{C}$) am 11.06.2003 um 21:10 MEZ, gemessen in einer Höhe von 1,6 m ü. Gr. (Zur Lage von MP 57 s. Karte 4, S. 95 bzw. Karte 8, S. 174). Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 55, S. 186 entnommen werden. 188
- Karte 15: Darstellung der numerisch simulierten Situation vom 11.06.2003 21:10 MEZ hinsichtlich der Lufttemperatur und, hinsichtlich ihrer Positionierung in der Karte generalisierter Windvektoren in 1,6 m ü. Gr. Bedingungen für das Randmodell: $u = 0,7\text{ m s}^{-1}$ aus 331° in 10 m ü. Gr. 190
- Karte 16: Tracerausbreitung im Untersuchungsgebiet am 25.08.2003 um 22:20 MEZ (erster Messdurchgang der Nacht). Die roten Pfeile zeigen die Zugbahn des visuellen Tracers in Bodennähe, die blauen Pfeile die Zugbahn des visuellen Tracers im Niveau über den Dächern (Rauchemission durch Ballons in Überdachniveau verlagert [vgl. Abschn. 6.2.1 und Abb. 19, S. 117]. Die Konzentration des chemischen Tracers (Probennahme in 1,5 m ü. Gr.) ist normiert mit dem SF6-Maximum (3000 ppt) aller in dieser Nacht gemessenen Immissionskonzentrationen. Bei Unterschreitung der Hintergrundkonzentration wurde der jeweilige Messwert gleich 0 ppt gesetzt. 194
- Karte 17: Isanomalien zur Lufttemperatur im Park an MP 57 ($t_l = 16,7\text{ }^{\circ}\text{C}$) am 25.08.2003 um 22:20 MEZ, gemessen in einer Höhe von 1,6 m ü. Gr. (Zur Lage von MP 57 s. Karte 4, S. 95 bzw. Karte 8, S. 174). Die übergeordnete Windrichtung kann Karte 16 entnommen werden. 195
- Karte 18: Darstellung der numerisch simulierten Situation vom 25.08.2003 22:20 MEZ hinsichtlich der Lufttemperatur und, hinsichtlich ihrer Positionierung in der

Karte zufällig ausgewählter, Windvektoren in 1,6 m ü. Gr. Bedingungen für
das Randmodell: $u = 0,7 \text{ m s}^{-1}$ aus 190° in 10 m ü. Gr..... 196

1 Einleitung

Die planetare Grenzschicht als der Teil der Troposphäre, der durch die Beeinflussung der Erdoberfläche geprägt ist, bildet viele heterogene Zustände (Schichtung, Austausch, Spurenstoffkonzentrationen, Verhalten der Klimaelemente) aus. Die Anpassung dieser Zustände braucht selten mehr als maximal eine Stunde Zeit. Einen besonderen Ausschnitt der planetaren Grenzschicht stellt die Atmosphäre in und über Ballungsräumen dar; hier ist sie durch anthropogene Oberflächenveränderung besonders stark modifiziert. Damit gehen viele Veränderungen der atmosphärischen Zustandsgrößen und Zusammensetzung einher, die häufig Belastungen für Menschen, Pflanzen und Tiere darstellen. Die einzigen Inseln, in denen Wärme- und Stoffbilanzen ähnlich ausfallen, wie in Naturlandschaften, stellen die Grünflächen und Parkanlagen der Städte dar.

Allgemeingültige Aussagen zum klimatischen Verhalten von Parkanlagen in den mittleren Breiten sind nur selten, wie z.B. in OKE (1989) oder WILMERS (1978), formuliert, weil unterschiedliche Großklimate, Stadtklimate und Parktypen bzw. deren Bewirtschaftung unterschiedliche klimatisch-lufthygienische Grundzustände erzeugen. Empfehlungen für die Gestaltung von Parkanlagen in homogenen, aber gleichzeitig extremeren Klimaten sind dagegen einfacher zu formulieren und z.B. in GIVONI (1998) zusammengefasst.

Die vorliegende Arbeit stellt aufgrund dieses Mangels alle maßgeblichen bzw. bekannten Faktoren vor, die die Besonderheiten des Klimas von Grünflächen ausmachen können. Die Städte Mitteleuropas, z.T. aber auch anderer Kontinente, besitzen in der Regel einen Grünflächenanteil, der auf Klima und Lufthygiene eine entscheidende Bedeutung haben kann. Eine typische Grünfläche in Größe und Position im Stadtgebiet wird daher auf ihre klimatisch-lufthygienische Sonderrolle und ihre Auswirkung auf die Umgebung untersucht. Dabei geht es vor allem um die Beeinflussung der nächtlichen Lufttemperaturen, so dass eine evtl. urbane Überwärmung und damit Belastung für den menschlichen Organismus durch eine Parkanlage reduziert wird. Am Tage interessiert, inwieweit die einzelnen Bereiche human-biometeorologischer Belastungen eine Rolle spielen, wie z.B. die Effektivität der Grünfläche als atmosphärischer Spurenstofffilter und Ort geringerer thermischer Belastung. So werden vor allen Dingen neue Erkenntnisse zum Phänomen einer mikroskaligen Ausgleichssituation, der Parkbreeze (Definition in Abschn. 3.2.3), gewonnen werden. Die von Park- und anderen Grünflächen ausgehenden Wohlfahrtswirkungen werden an Relevanz in den nächsten Jahren gewinnen: Da bereits über 50 % der Weltbevölkerung in Städten lebt und diese Zahl in den nächsten Jahren noch ansteigen wird, muss mit einer wachsenden Zahl von durch den Stadtklimaeffekt beeinflussten Menschen gerechnet werden (HUPFER & KUTTLER 2005). Dies ist vor allem hinsichtlich großer thermischer und lufthygienischer

Belastung, um nur die offensichtlichsten und deutlichsten stadtklimatischen Wirkungen darzustellen, ein sozioökonomisches und ökologisches Problem.

Im Rahmen des demographischen Wandels wird der Anteil von älteren Menschen auch in den Städten ansteigen. Diese zählen prozentual häufiger zu den Risikogruppen, die z.B. auf starke Wärmebelastung oder Sommersmog empfindlicher reagieren als die Restbevölkerung.

Durchaus hat diese Arbeit daher zum Ziel, mit Hilfe der gewonnenen Erkenntnisse zur klimatologisch-lufthygienisch-biometeorologischen Wirkung von Parks, zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen und zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beizutragen. Erstmals seit der Industrialisierung ist derzeit durch das Phänomen der schrumpfenden Städte auch die Neuanlage von Parkanlagen auf Konversionsflächen möglich. Schon in den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts benannte LANDSBERG (1981) die Vegetation als Hauptplanungsfaktor für eine im klimatologischen Sinne ideal geplante Stadt. Das wohl bedeutendste Mittel zur Reduktion der städtischen Überwärmung sind nach CLARKE & BACH (1971) Grünanlagen. Außerdem bringen sie die Effekte der atmosphärischen Schadstoffdeposition und Erholungsfunktion für die Stadtbevölkerung mit sich.

2 Untersuchungsmotivation und Fragestellung

Da große Parkflächen eher selten in mitteleuropäischen Städten auftreten (s. Abschn. 5) wurde der Fokus auf eine repräsentative, kleine innerstädtische Grünfläche (10,3 ha) gelegt. Bisher wurde von kleineren Parks nur davon ausgegangen, dass sie ein Eigenklima ohne Auswirkung auf ihre Umgebung ausbilden. Diese Arbeit hat zum Ziel, diese Aussagen zu überprüfen bzw. wo notwendig zu ergänzen. Außer Acht gelassen wurde bislang, dass die Wirkungen von kleinen Parkanlagen dann ausgehen können, wenn sie stadtklimatologisch wünschenswert sind (HORBERT 2000). Die konkreten Fragestellungen dieser Arbeit gehen daher im Besonderen auf das vor allem in der Nacht unterschiedliche Temperaturverhalten von Parkanlage und Stadtkörper im Tages- und Jahresgang ein (s. Abschn. 6). Dabei interessierte vor allem, auf welche Art und Weise die unterschiedliche atmosphärische Schichtung in Stadt- und Parkatmosphäre eine Wechselwirkung zwischen diesen beiden bedingt. Mit Hilfe mobiler und stationärer Messverfahren wird das Verhalten des Luftmassenaustauschs, vor allem durch die sogenannte Parkbreeze, eingehend untersucht (s. Abschn. 3.2.3, 6.2, 7.5). Dies geschieht vor dem Hintergrund, dass ein Nachweis dieser unter bestimmten Bedingungen nachts auftretenden, thermischen Mikrozirkulation bislang nur in Teilen gelang. Einzelne Temperatur- und Rauchkerzenuntersuchungen sowie Windrichtungs- bzw. Windgeschwindigkeitsmessungen ließen offen, in welchem Ausmaß Parkluftmassen tatsächlich für beobachtete Temperatureffekte verantwortlich sind (ELIASSON & UPMANIS 2000; THORSSON & ELIASSON 2003; HONJO et al. 2003). Um die Bedeutung dieser festzuhalten, werden ihre Häufigkeit, sowie ihre Auswirkungen auf die lufthygienischen Verhältnisse in Park und Umgebung untersucht. Daneben interessieren auch die Parkeffekte am Tage. Vor allem human-biometeorologische Belastungen bzw. Entlastungen können dabei festgestellt werden, aber auch die Verbesserung der Luftqualität interessieren, um eine verallgemeinernde Aussage über typische Parkanlagen in Großstädten treffen zu können. Neben der Beachtung verschiedener methodischer Details werden zur Sicherung und Validierung der Erkenntnisse numerische Simulationen einzelner Situationen durchgeführt. Anhand der Unterschiede zwischen Simulation und tatsächlicher Messung werden auch Aussagen zur Prognose von Parkeffekten geplanter Parkanlagen möglich.

Auf diesen integrierenden Ansatz fußend, sollen so Erkenntnisse für den Übergangsbereich zwischen Park und nicht mehr beeinflusstem Stadtkörper gewonnen werden, denn gerade dieser interessiert bei angewandt stadtklimatologisch orientierten Fragestellungen.

Damit liefert die Arbeit neue wissenschaftliche Erkenntnisse in Form einer Zusammenschau zum ganzjährigen Verhalten von in Mitteleuropa typischen innerstädtischen Parkanlagen, ihren Wechselwirkungen mit der Umgebung und den daraus sich ergebenden angewandtklimatologischen Erkenntnissen.

3 Grünflächen und Stadtklimatologie

Grundsätzlich bestimmen die klimazonale (und orografische) Lage einer Stadt und ihrer Grünflächen die klimatische und lufthygienische Situation eines Untersuchungsgebiets. KUTTLER (2004a) unterteilt einerseits in makroskalige, andererseits in meso- und mikroskalige Einflussgrößen als Ursachen des Stadtklimas. Zu den makroskaligen Einflussgrößen werden dabei die Breitenlage bzw. Klimazone, die Oberflächenformen und deren Beschaffenheit (Relief- und Topografieverhältnisse) sowie die Entfernung zu großen Wasserkörpern gezählt. Die erstgenannten bedingen die Strahlungsbilanz sowie die Luftdruckverhältnisse (und damit auch die mesoskaligen Strömungsfelder), letztere bedingt Temperaturamplituden und die Größenordnung der aktuellen Verdunstung. Genannte Größen beeinflussen jedoch auch das Umlandklima. Sie sind in der Bedeutung für das Stadtklima zwar wirksam aber weniger ausschlaggebend als die zweite Gruppe der meso- und mikroskaligen Einflussfaktoren (WIENERT 2002). Diese z.T. sekundären Haupteinflussgrößen sind z.B. „Stadtgröße, [...] Einwohnerzahl, [...] Art der urbanen Flächennutzungen“, kleinräumig topografische urbane und rurale „Verhältnisse, [...] Höhe des Versiegelungsgrads des Bodens“, die „Intensität der dreidimensionalen Strukturierung eines Stadtkörpers“ und die „Emissionsstärke gasförmiger, fester und flüssiger Luftbeimengungen sowie fühlbarer und latenter Abwärme aus technischen Prozessen“ (KUTTLER 2004a, S. 8). Die nähere Beschäftigung mit der Klimatologie und Lufthygiene von Grünflächen verlangt, die in diesem Zusammenhang auftretenden Begriffe und Prozesse zu erläutern bzw. zu definieren.

3.1 Innerstädtische Parkanlagen

Parkanlagen haben sehr viele Funktionen. Sie verschönern die Gegend im ästhetischen Sinne, vermindern die Freisetzung von Lärm und Luftverschmutzung, übernehmen stadtökologische Funktionen und können sogar zur Verstärkung gesellschaftlicher Beziehungen beitragen (z.B. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1992; HALIK 2003). Während in der Raumordnung Grünanlagen in erster Linie nach ihren Funktionen unterschieden werden (AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG 2005), ist in der Stadtklimatologie neben der Größe die Gestaltung der Grünfläche als primäres Unterscheidungsmerkmal vorzuziehen. Unabhängig von der Funktion dienen Grundriss und Grundfläche als Hauptunterscheidungsmerkmale zwischen innerstädtischen Grünanlagen. Die in der Raumordnung genutzte Unterscheidung von allgemeinen und speziellen öffentlichen Grünflächen braucht klimatologisch nicht getroffen zu werden, wenn auch Unterschiede in der Gestaltung durch die spezielle Nutzung entstehen können (z.B. nur Sportfläche oder nur Verkehrsfläche). Öffentliche Grünflächen in Grünverbindungen,

Stadtplätze/ -gärten, Parks, Stadtwälder und stadtnahe Erholungslandschaften zu unterscheiden, ist für die Stadtklimatologie dann von Interesse, wenn diese Funktionen eindeutige Aussagen über die Gestaltung zulassen, wie das z.B. beim größeren Anteil von Baukörpern an der Gesamtfläche bei Stadtplätzen gegenüber Stadtgärten der Fall ist. In der englischsprachigen Literatur bezeichnet der „Urban Forest“ in der Regel alle urbanen Grünflächen (HERRINGTON 1977), einschließlich einzelner Straßenbäume, -bepflanzungen, Parks und auch so genannte „Public Squares“ (GREY 1996), wie sie begrünte Kreuzungen oder die in Großbritannien üblichen „Key-Gardens“ darstellen. Nach LESER et al. (1998) sind Grünflächen *„überwiegend durch Pflanzenbewuchs charakterisierte Freiflächen mit stadtoökologischer Multifunktion“* (S. 294). Zu diesen werden auch Parks im raumordnerischen Sinn gezählt. Nach der in dieser Arbeit verfolgten Definition ist die Unterscheidung von Grünflächen und Parks nicht notwendig, da sich Grünflächen bzw. Parkanlagen in Städten bzw. bebauter Umgebung als *„weitgehend künstlich angelegtes oder gestaltetes Gelände“* der Gestaltung im Sinne einer Parklandschaft zeigen (LESER et al. 1998, S. 603). Im Folgenden werden die Begriffe Grünfläche und Park daher synonym verwandt.

Die Parklandschaft zeichnet sich in Anlehnung an die frühen Landschaftsgärten, wie sie z.B. ein klassischer englischer Park darstellt, durch eine von Überbauung freigehaltene Fläche aus, die aber durch (versiegelte) Wege durchzogen sein kann (LESER et al. 1998, S. 604). Die vorzufindende Vegetation reicht von Krautschichten bis zu Bäumen in veränderlichen Anteilen, wobei sie ihren Ursprung in vier unterschiedlichen Quellen findet: ursprüngliche Naturlandschaft, landwirtschaftliche Kulturlandschaft, symbolisch-gärtnerische Anlagen, spontanes urban-industrielles Wachstum (SUKOPP & WITTIG 1998; WITTIG 1998). In der Realität sind Parks nicht immer frei von Bebauung (z.B. Museum, Orangerie, Schwimmhalle, Kiosk, Café, etc.). Private Grünanlagen gestalten und verändern den städtischen Raum genau so wie öffentliche Anlagen, jedoch mit dem Unterschied, dass nur sehr geringer Einfluss auf die Gestaltung und die Flächennutzungsveränderung durch die Kommune möglich ist. Somit können diese Anlagen nur schwierig und indirekt z.B. in eine Grünplanung miteinbezogen werden.

Bei der klimatologischen Betrachtung (vgl. Abschn. 3) von Parktypen ist es notwendig, diese neben ihrer Größe auch hinsichtlich ihrer Gestaltung zu unterscheiden (GIVONI 1991; SPRONKEN-SMITH 1994). Orografische Faktoren innerhalb des Parks und seiner Umgebung sollten ebenfalls nicht außer Acht gelassen werden. Diese drei Merkmalsunterschiede nehmen wesentlichen Einfluss auf Abkühlungsverhalten, Beschattungssituation und Luftmassenaustauschpotential von Grünanlagen. Entscheidend für das Verhalten der Klimaelemente ist außerdem, ob, und wenn ja, wann Grünflächen in Trockenzeiten bewässert werden. Daher sollte auch die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens, aber auch die Verbindung zu anderen Grünflächen sowie die Bauweise der Umgebung (SEITZ 1975; UPMANIS et al. 1998) – Extrembeispiel wären Innenhöfe – berücksichtigt werden. Einfluss nehmen

außerdem der Anteil und die Verteilung von Bäumen bzw. Baumkronen (Unterscheidung zwischen Nadel- und Laubbäumen) und Büschen (Cluster, regelmäßige Einzelpflanzen, Parkrandsaum) sowie von Rasenflächen, nicht bewachsenen Böden und versiegelten Flächen. Ein Maß hinsichtlich des Sky View Faktors (vergl. Abschn. 3.2.2.1) bei kleinen Grünflächen ist das Verhältnis von Kantenlänge des Parks und Höhe der umgebenden Bebauung. Gute Auskühlung ist bei Flächen zu erwarten, die bis zu ihrer Mitte mindestens das 2,2-fache der Höhe der angrenzenden Gebäude aufweisen (SPRONKEN-SMITH & OKE 1999). Aus welcher Funktion (Friedhof, botanischer Garten, etc.) sich die Gestaltung ableitet ist für die Klimatologie nicht von Interesse. Phytotope bilden Parks nur in den seltensten Fällen. Kleinräumig auftretende Vegetationsinseln im Stadtkörper, wie sie z.B. Alleebäume darstellen, können bei einer Typisierung von Parkflächen nicht mitberücksichtigt werden. Abb. 1 zeigt das hier gewählte Schema der Parktypbestimmung. Die Parkarten sind aus SPRONKEN-SMITH (1994) übernommen, die noch in mehr, als die hier benutzten differenziert hat. Die Termini (Park-) Art und Typ sind in Anlehnung an die Bodenklassifikation gewählt. Ausgehend von der Parkart wird, wie das Fließdiagramm zeigt, für den Parktyp bestimmt, wie die Parkgrenze gestaltet ist und welche zusätzlichen, nicht vegetationsbezogenen Komponenten den Park modifizieren. Der Parktyp ist also immer eine Kombination aus Parkart(en), Parkgrenze und zusätzlichen Komponenten – z.B. savannenartiger Park mit Baumbegrenzung und Gewässerkörpern. Der Vorteil dieser Bestimmung ist seine universelle Anwendbarkeit in Städten jeder Klima- und Vegetationszone. Nicht auszuschließen ist eine Erweiterung um weitere Komponenten.

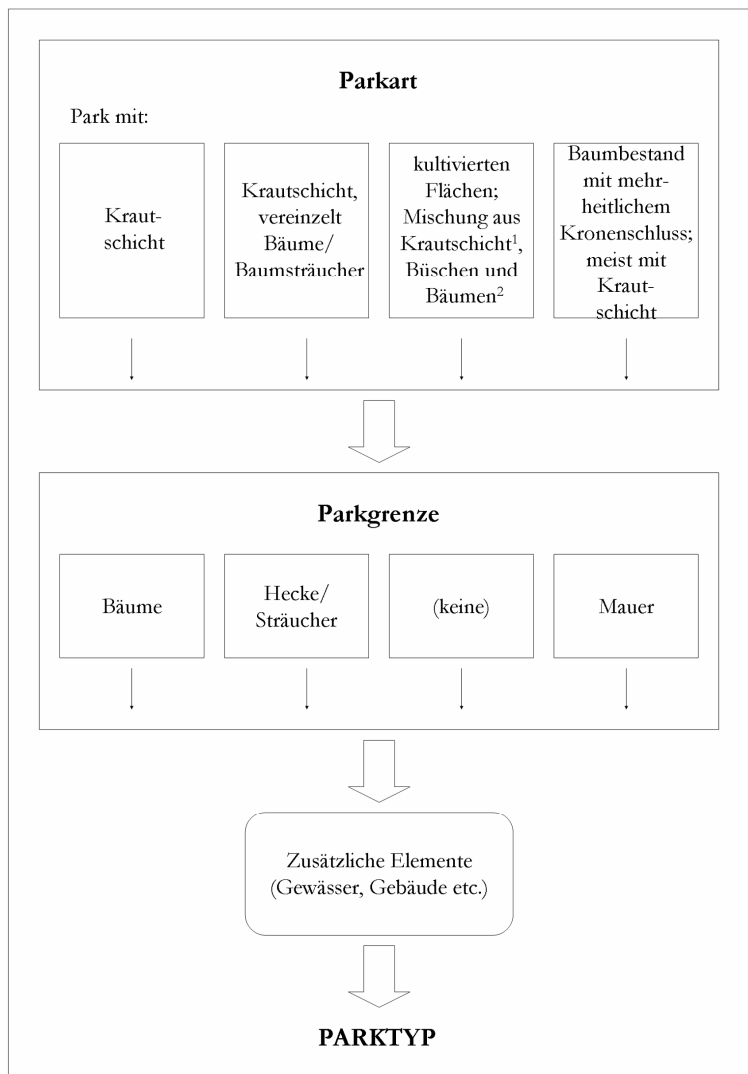


Abb. 1: Schema der Parktypbestimmung.

Erläuterungen: ¹inkl. Blumenbeete; ²in der Regel in Clustern.

(Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Merkmale aus SPRONKEN-SMITH 1994)

Urbanes Grün, seine Wirkungen, Besonderheiten und Ausprägungen waren und sind neben stadtökologischen Fragestellungen auch immer noch Gegenstand der Untersuchung verschiedener (Einzel-) Wissenschaftsdisziplinen. Dabei sind zwei allgemein typische Arbeitsfelder zu unterscheiden: Einerseits naturwissenschaftliche (auch Ökosystem-) Forschung in städtischen Grünanlagen, wobei sowohl abiotische als auch biotische Prozesse untersucht werden. Dazu tragen hauptsächlich die Bereiche Botanik, Zoologie, Ökologie, Klimatologie sowie Bodenkunde (Übersicht z.B. in: Schulte et al. 1997) und Hydrologie (KAISER 1998) bei. Andererseits befassen sich die Sozialwissenschaften (z.B. MOSER 1998; HOFFMANN & KABISCH 1998; PATZ & KUHFAHL 1998) und die Psychologie (z.B. TYRVÄINEN 1997), aber auch die Wirtschaftswissenschaften (z.B. FAUSOLD & LILIEHOLM 1999) mit den Auswirkungen von Grünanlagen auf Verhalten und Handeln von Personen oder Gruppen, sowie mit urbanem Grün als *ein* Beeinflussungsfaktor auf das untersuchte Problem (z.B. CHIESURA 2004). Die Stadt- und Landschaftsplanung beschäftigt sich darüber

hinaus intensiver mit Grünflächen (z.B. ENIS 1984; BALDER et al. 1997). Damit in engen Zusammenhang stehen Veröffentlichungen aus der Klimatologie zu Vegetationsflächen in Städten (z.B. OKE 1984B; REUTER ET AL. 1991; KUTTLER 1993; MCPHERSON 1994; PRESSMAN 1995; KUTTLER & STRASSBURGER 1999; ELIASSON 2000).

Neben der politischen Ebene sind die Planungs- und Entwicklungsakteure, wie Institutionen der Raumentwicklung, der Stadt- und Landschaftsplanung und des Gartenbaus zuständig für Einrichtung und Erhalt von Grünanlagen. Auch hier werden bzw. sollten die wissenschaftlichen Erkenntnisse interdisziplinär miteinander in Beziehung gesetzt werden (KUTTLER 1993; BARLAG 1997; ELIASSON 2000; DÜTEMEYER et al. 2004). Bestimmt wird die Grünflächenplanung in Deutschland in erster Linie durch die Kommunen als Ersteller der Bauleitpläne (bzw. Flächennutzungspläne und Bebauungspläne) und Grünordnungspläne. Einfluss nehmen aber auch die Bundesländer, der Bund und die Europäische Union durch Gesetze, Planungs- und Fördermaßnahmen bzw. Richtlinien (z.B. regionaler Raumordnungsplan, Regionalplan, Landesentwicklungsplan, Landesentwicklungsprogramm; Bau- und Raumordnungsgesetz, Raumordnungsverordnung, Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung). Auch andere Körperschaften, wie Landschaftsverbände oder Regierungsbezirke übernehmen hierbei (Planungs-) Aufgaben (HEIN 1998; KUTTLER & DÜTEMEYER 2003).

3.2 Parkklima

Untersuchungsergebnisse in der Klimatologie zu Parkanlagen, kleinen Grünflächen wie Straßenrandbegrünung aber auch zu freien Plätzen in Städten liegen relativ zahlreich vor. Dabei sind grundsätzlich zwei Haupttypen von Untersuchungen zu unterscheiden: (a) solche, in denen die Forschungsfrage direkt durch eine Grünanlage bzw. Freifläche bestimmt ist, und (b) solche, bei denen die untersuchte Grünanlage lediglich Teil des Untersuchungsgebiets ist, aber häufig gesonderte Merkmalsausprägungen aufweist. Das gilt sowohl für experimentelle Fallstudien als auch für Simulationen.

Parkanlagen sind seit den Anfängen der Stadtklimatologie von Interesse gewesen. KRATZER (1956, Erstauflage 1937) erwähnt in der ersten deutschsprachigen Monographie über das Stadtklima bereits die Problematik der begrenzten Wirkung einer Grünfläche. Es wird berichtet, dass je besser die Verteilung von Grün über das Stadtgebiet ist, desto mehr steigt der „*klimatische Wert*“ (S. 13). Auch bei GRUNOW (1936) z.B. sind bereits die Besonderheiten des Parkklimas, wie veränderte Energieflüsse und Rauigkeit, aufgeführt.

In Stadtklimaanalysen sind Parks als gesondertes Klimatop aufgeführt und meist durch eine Feststation während des Untersuchungszeitraums berücksichtigt. Klimatope sind Flächen, „*die durch ein gleichartiges mesoklimatisches Verhalten geprägt*“ sind (vgl. HUPFER & KUTTLER 1998,

S. 328), maßgeblich fußend auf einer Flächennutzungsklassifizierung. Nach LESER et al. (1998) ist das Klimatop die „*kleinste klimaräumliche Einheit, die von einheitlich verlaufenden klimatischen Prozessen*“ bestimmt ist (S. 395). Die beiden Definitionen zeigen, dass Probleme in der Beschreibung der Größenordnung eines Klimatops auftreten können. Nach der Skalenbetrachtung von ORLANSKI (1975) lässt sich die Untersuchung von Parkanlagen, je nach Größe, der Mikroskala β bzw. der Mikroskala α , in Ausnahmen auch der Mesoskala γ zuordnen (vgl. Abb. 2)¹.

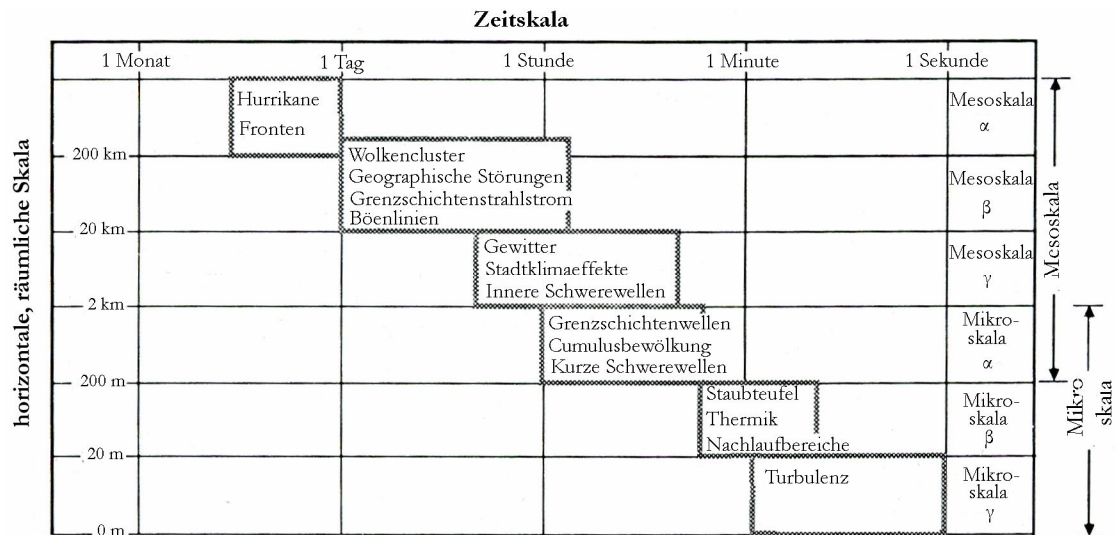


Abb. 2: Einteilung der meteorologischen Meso- und Mikroskala nach räumlicher und zeitlicher Ausdehnung mit Beispielen (nach: ORLANSKI 1975).
(Quelle: STULL 1988)

Eine parkklimatologische Studie erfasst aber auch den klimatologischen Wirkungsbereich der Grünfläche; es zeigte sich, dass sich diese in der Horizontalen etwa auf das Doppelte seines ungefähren, mittleren Durchmessers beschränken können (JAUREGUI 1990). SPRONKEN-SMITH & OKE (1998) stellten fest, dass die Temperaturbeeinflussung etwa bis zum einfachen Betrag der der Parkkantenlänge in die Bebauung nachzuweisen ist und bestätigen damit die genannte Obergrenze. Eine Wirkung (tagsüber) um das zwei- bis vierfache der Kantenlänge wurde dagegen bei kleinen Grünanlagen (20 – 40 m Kantenlänge) in Tel Aviv ermittelt (SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000). Auch HONJO & TAKAKURA (1991) zeigten mit einem einfachen Modell, dass kleine Parks, im Verhältnis, wirkungsvoller sind als großflächige. Wird der Fokus der Forschung auf die Bedeutung eines innerstädtischen Parks gelegt, so ergeben sich folglich in der Regel Untersuchungsgebietsgrößen von 0,5 ha bis ca. 2 km² (VON STÜLPNAGEL 1987; JAUREGUI 1990; SATTO et al. 1990). Nach dieser Definition sind Park- und Wirkfläche das Untersuchungsgebiet.

¹ Die englischen Originalbegriffe microscale und mesoscale wurden ersetzt durch ihre deutschen Synonyme. Aufgrund der Vielzahl der Beiträge und Einteilungen hinsichtlich einer Skalenbetrachtung sollen mit der Übernahme der Definition nach ORLANSKI (1975) Unklarheiten vermieden werden.

Der Wirkungsbereich, die Wirkfläche (VON STÜLPNAGEL 1987) oder der Wirkungsraum (MIESS 1974; ZIMMERMANN 1984) erfährt Reduktion der in ihm auftretenden Belastung durch die Ausgleichsleistung² der Grünfläche. Die Belastung kann sowohl allgemeinklimatologischer, lufthygienischer aber auch biometeorologischer Art sein. Die Ausgleichsfläche (der Ausgleichsraum) ist ein – meist vegetationsbestandener – Freiraum, der durch Austauschprozesse Belastungen vermindert oder abbaut. VON STÜLPNAGEL (1987) definiert die (lufttemperaturbezogene) Wirkfläche als den Raum, in dem noch eine Lufttemperaturabsenkung (sog. Temperaturdepression) von 0,5 K nachzuweisen ist. Die jeweils betrachtete Ausgleichsleistung (mit ihrem festzulegenden Grenzwert) im Wirkungsbereich wird im Folgenden als **Fernwirkung** der Parkanlage bezeichnet. SCHELEICHOWSKI (1955) bezieht sich auf Lufttemperatur (niedriger als sonstiger Stadtkörper) und relative Luftfeuchtigkeit (15 – 20 % erhöht), die in der Wirkfläche um große Grünflächen herum verändert sind.

Auch bei einem von krautiger Vegetation umgebenen Baumbestand (150 m x 307 m; Blätterdachobergrenze bei 5 m bis 20 m ü. Gr.) sind Fernwirkungen nachgewiesen worden (TAHA et al. 1991). Bei starkem Austausch wurde die vor dem Bestand gemessene Windgeschwindigkeit erst wieder nach einer Distanz, die der fünffachen Baumhöhe entsprach, erreicht. Bei geringen Windgeschwindigkeiten lag diese Distanz dagegen zwischen der Hälfte und dem fünffachen der Baumhöhe. Durch die Verfrachtung von Luftmassen (Ausgleichsleistung) wurde zum Teil auch eine Lufttemperaturabsenkung noch in fünffacher Baumhöhenentfernung gemessen (TAHA et al. 1991).

Viele Studien zum Parkklima kommen zu einem direkten Zusammenhang zwischen Fernwirkung und Parkgröße: Je größer der Park, desto größer die Wirkfläche. Jedoch wächst diese nicht proportional mit der Parkgröße. Zusätzlich spielen die Gestaltung und damit die klimatologischen Eigenschaften des Parks und seiner Umgebung sowie die Tageszeit des Auftretens der maximalen Temperaturdifferenz zwischen Park und Baukörper (vgl. Abschn. 3.2.1) eine meist ebenso große Rolle (FEZER 1976; VON STÜLPNAGEL 1987; BARRADAS 1991; SPRONKEN-SMITH & OKE 1998; UPMANIS ET AL. 1998; ELIASSON & UPMANIS 2000).

Messstationen in Stadtklimaanalysen erfassen zeitlich hoch aufgelöste Daten in der Regel über einen Zeitraum von mindestens einem Jahr. Informationen entstehen dabei für die Parkklimatologie in Vergleich mit den übrigen Daten hinsichtlich des besonderen klimatischen Verhaltens von Parkanlagen v. a. bei autochthonen Wetterlagen (ERIKSEN 1964; KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET 1986; KIESE et al. 1992; BÖHM 1998). Der Vorteil der Berücksichtigung von Parkklimatopen liegt in erster Linie im Vorhandensein von Daten aus

² Als Ausgleichsleistung wird das Eindringen von neuen, verdünnenden und/oder ersetzenden Luftmassen in Wirkungsräume verstanden. Sie geht vor allem durch eine Verbesserung der Ventilation einher. ZIMMERMANN (1984) unterscheidet noch weiter zwischen passiver (angetrieben durch Großzirkulation) und aktiver (angetrieben durch autochthone Prozesse) Ausgleichsleistung.

unterschiedlichen Städten, in relativ langen, hoch aufgelösten Zeitreihen. Nachteil dieser Betrachtung der Grünanlage ist, dass keine Informationen über den Übergangsbereich, sowie die nähere bebaute Umgebung vorliegt. Ausnahmefälle treten dann ein, wenn im Rahmen der Stadtklimaanalyse Messfahrten durch oder im Randbereich der Parkanlage(n) ausgeführt wurden.

Klimatologische und/oder lufthygienische Forschungsarbeiten zu Parkanlagen bemühen sich um eine, über eine Beschreibung hinausgehende, ursachenorientierte Herangehensweise. Es werden z.B. meteorologische Phänomene und Größen erfasst, deren Ausprägung Aufschluss über das besondere Verhalten von Parkanlagen geben. Hierzu gehören Untersuchungen zur Interaktion der Grünfläche mit ihrer Umgebung. Anzuführen sind auch Arbeiten zur Energiebilanz, die z.B. unterschiedliche Abkühlungsraten von Park und bebauter Umgebung erklären (GIVONI 1991; SPRONKEN-SMITH 1994; SPRONKEN-SMITH et al. 2000) (vgl. Abschn. 3.2.4). Der besonderen Bedeutung der Grünflächen wurde bereits in einer Arbeit von GOLDMERSTEIN und STODIECK 1931 Rechnung getragen, die u. a. die Bedeutung der städtischen Vegetation für die Kohlendioxidkonzentrationen behandelt. Im Laufe des 20. Jahrhunderts gewann die parkklimatologische Forschung an Bedeutung und vor allem in den letzten Jahren erhöhte sich die Zahl der Veröffentlichungen (z.B. JAUREGUI 1990; SAITO et al. 1990; HAMADA & MIKAMI 1994; KNAPP 1998; SPRONKEN-SMITH & OKE 1998; VU et al. 1998; SPRONKEN-SMITH & OKE 1999; ELIASSON & UPMANIS 2000; NARITA et al. 2002; MIKAMI et al. 2002; THORSSON & ELIASSON 2003; HONJO et al. 2003). Dies brachte eine besondere Wissens- und Erfahrungszunahme im Themengebiet mit sich. Die mikrometeorologischen Erkenntnisse werden durch Forschungen zur lufthygienisch (z.B. GOLDMERSTEIN & STODIECK 1931; WAINWRIGHT & WILSON 1962; MAYER & SUPPAN 1990; GIVONI 1991; MCPHERSON & NOWAK 1993; PULIAFITO et al. 1998; STRASSBURGER & KUTTLER 1998; KUTTLER & STRASSBURGER 1999; UPMANIS et al. 2001; THORSSON et al. 2004; WEBER et al. 2004) und/oder human-biometeorologisch (MAYER & SUPPAN 1990; KIESE 1995; RAJA & VIRK 2001; NIKOLOPOULOU 2002; THORSSON et al. 2004; KATZSCHNER 2004) bedeutenden Raumeinheit Park ergänzt. In Hinblick auf Planungshinweise sind hierdurch angewandt arbeitende Klimatologen in der Lage, Parkanlagen in ihrer jeweiligen städtischen Umgebung qualitativ und quantitativ zu bewerten.

Neben den Veröffentlichungen in den internationalen Fachzeitschriften, sowie den gängigen Lehrbüchern sind in den letzten drei Jahrzehnten fünf Monografien im deutschsprachigen Raum erschienen, die sich – im weitesten Sinne – mit urbanen Grün- oder Freiflächen befassen (SPERBER 1974; VON STÜLPNAGEL 1987; BURKERT 1992; KNAPP 1998; BAUER 1998). Auffallend ist, dass diese kaum bzw. in sehr geringem Maße auf die internationalen Veröffentlichungen eingehen. Ausnahmen bilden die Arbeiten von VON STÜLPNAGEL (1987) und KNAPP (1998).

3.2.1 Park Cool Island (PCI)

Die meistuntersuchte meteorologische Variable in der Parkklimatologie ist die Lufttemperatur. Grund dafür ist wie in der Stadtklimatologie ihre gute Differenzierbarkeit (OKE 1997) und ihre besondere Bedeutung für die thermische Komponente des Stadtklimas (MATZARAKIS 2001). In der Parkklimatologie spielt die Überwärmung der unmittelbaren städtischen Nachbarschaft einer Grünfläche die maßgebliche Rolle, nicht die allgemein angegebene städtische Wärmeinsel (UHI, engl. Urban Heat Island). Da letztere durch die Lufttemperaturdifferenz in Bodennähe zwischen einer beliebigen Stadtstation und einer Umlandstation definiert ist (s.u.), kann es zu Fehleinschätzungen kommen, wenn die Messwerte einer – sich nicht im gleichen Stadtbezirk wie der Park befindlichen – Stadtstation zum Vergleich mit den im Park erhobenen herangezogen werden. Da im urbanen Wärmearchipel bedeutende Lufttemperaturunterschiede auftreten können (vgl. z.B. LEWIS et al. 1971), ist es aber von Bedeutung, die Temperaturen in der Grünflächennachbarschaft zu erfassen. In fast allen Studien zum Parkklima wird eine stärkere Temperaturabnahme im Park als im Stadtkörper während der Nacht registriert (vgl. Abschn. 3.2.4). Dies gilt vor allen Dingen für windschwache Strahlungswetterlagen, da sich dann autochthone Prozesse am besten ausbilden können und nicht durch meso- oder makroskalige Einflüsse überprägt sind, wie sie z.B. der Durchzug einer Front mit sich bringen würde. Die UHI ist unter diesen autochthonen Bedingungen am ausgeprägtesten. Überblick über die UHI und die Fortschritte und Zusammenhänge liefern verschiedene Veröffentlichungen (OKE 1982; ARNFIELD 2003; HUPFER & KUTTLER 2005). Die Intensität der UHI (UHII, engl. Urban Heat Island Intensity) ist definiert als

$$\Delta t_{U-R} = t_U - t_R \quad \text{Gl. 1}$$

wobei Δt_{U-R} die horizontale Temperaturdifferenz zwischen Stadt und Umland, t_U die Lufttemperatur der Stadt und t_R die Lufttemperatur des Umlandes (rurale Fläche), mit $[\Delta t]$ in K und $[t]$ in °C sind. In vielen Veröffentlichungen wird diese Intensität mit der UHI synonym verwendet. Dies ist durchaus gebräuchlich, da die städtische Wärmeinsel durch diese Temperaturdifferenz offenbar wird.

HERRINGTON (1977) bezeichnete die städtische Temperaturreduktion durch Parkanlagen als *Cold Island*. SPRONKEN-SMITH (1994) prägte den Begriff der *Park Cool Island* (PCI, engl. für Park-Kälteinsel). Die Intensität dieser (PCII, engl. Park Cool Island Intensity) ist definiert als

$$\Delta t_{U-P} = t_U - t_P \quad \text{Gl. 2}$$

wobei Δt_{U-P} die horizontale Temperaturdifferenz zwischen städtischer Umgebung und Park, t_U die Lufttemperatur der städtischen Umgebung und t_P die Lufttemperatur im Park, mit $[\Delta t]$ in K sowie $[t]$ in °C sind. Wie bei der UHI ist in einigen Fällen auch eine Unterscheidung in eine PCI der Oberflächentemperaturen bzw. der Lufttemperaturen sinnvoll. So hat eine PCI der Oberflächentemperatur nicht zwingend eine PCI der bodennahen Lufttemperatur zur Folge, wie SPRONKEN-SMITH & OKE (1998) gezeigt haben. Im Folgenden wird der Begriff, wenn nicht anders definiert, auf den Zustand der bodennahen Luftschicht, nicht der Oberfläche verwendet. Wie bei der städtischen Wärmeinsel wird in Veröffentlichungen diese Intensität mit der PCI synonym verwendet. Die PCI sollte korrekterweise als Cool Pocket (Kühltasche) bezeichnet werden, da es sich um eine lokale Temperaturreduktion innerhalb eines überwärmten Raums handelt (SPRONKEN-SMITH 1994). Der Begriff der Insel bezeichnet aber z.B. auch im biogeografischen Sinne einen Rest von Vegetation oder in der Stadtökologie allgemein vom Stadtkörper umschlossene besondere Nutzungsbereiche (WITTIG et al. 1998). In Analogie dazu und zur UHI hat sich der Begriff PCI als bewährt erwiesen. Bei der PCI kann tatsächlich von einer (mikroklimatischen) Insel gesprochen werden, da es sich in der Regel um einheitlich gestaltete (genutzte) kleine Klimatope mit ausgeprägter Grenze zu ihrer Nachbarschaft handelt. Dagegen wird in vielen Veröffentlichungen zur UHI darauf hingewiesen, dass diese nicht gleichmäßig verteilt ist, sondern es sich eher um ein urbanes Wärmearchipel handelt, mit Gebieten geringerer Überwärmung gegenüber dem Umland und Gebieten erhöhter Überwärmung, wie sie meist die hoch versiegelten Innenstädte darstellen (vgl. z.B. LEWIS et al. 1971; KUTTLER 1998).

Die Park-Kälteinsel entsteht durch dieselben Prozesse, wie das Umlandklima (vgl. Abschn. 3.2.2). Ihr Entstehen ist jedoch gerade von der Intensität der städtischen Wärmeinsel abhängig (vgl. Kap. 1). Dabei werden innerstädtische Parkanlagen einerseits von der städtischen Überwärmung in ihrem klimatischen Verhalten beeinflusst, andererseits bilden sie v. a. unter autochthonen Bedingungen ein eigenes Mikroklima aus, das dem des städtischen Umlands gleicht.

Abb. 3 zeigt z.B. den Tagesgang der Temperatur einer Parkanlage, der Innenstadt und des Umlandes in der Stadt Münster an einem typischen Strahlungstag. Das Verhalten einer unversiegelten Fläche wird durch die Ähnlichkeit des Temperaturverlaufs von Umland und Park deutlich, die Beeinflussung durch die überwärmte Stadt bedingt aber die moderatere Auskühlung und Abkühlungsrate der Parkluft. Über den Verlauf der Nacht tritt also eine PCI auf. Gegenüber dem Umland sind in Grünflächen auch schon höhere Erwärmungs- bzw. Abkühlungsraten (Abkühlungssummen) gegenüber dem Umland festgestellt worden (UPMANIS et al. 1998), was jedoch – abhängig von den individuellen Parametern – eher eine Ausnahme darstellt (z.B. KIESE 1995).

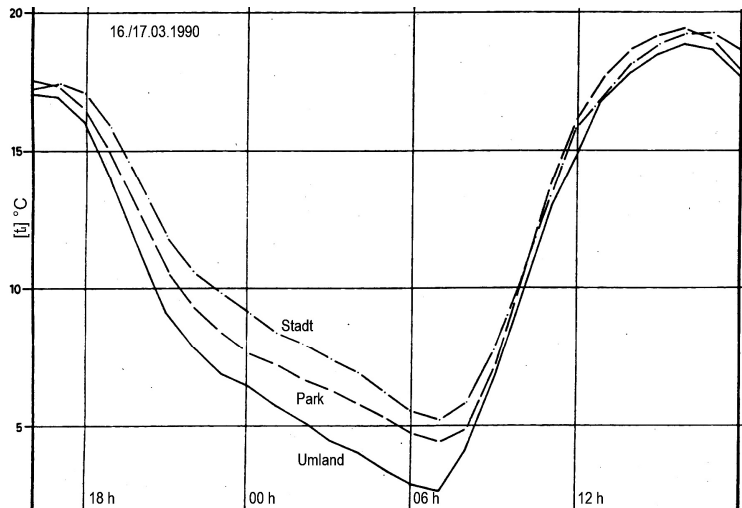


Abb. 3: Temperaturverhalten von Park-, Innenstadt und Umlandklimatop in Münster
(Quelle: KIESE et al. 1992)

Das Verhalten einer Parkanlage hinsichtlich der nächtlichen Abkühlung wird noch deutlicher bei Betrachtung der kumulativen Abkühlungsbeträge ab Sonnenuntergang. Das thermische Verhalten der Parkanlage liegt auch hier zwischen dem von Stadtkörper und Umland (vgl. Abb. 4), kann aber in seinem Betrag dem des Umlandes entsprechen (vgl. Abb. 5). Dies scheint auch abhängig davon zu sein, wo im Park gemessen wird. Abb. 4 zeigt Messwerte vom Parkrand, Abb. 5 aus der Parkmitte (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998).

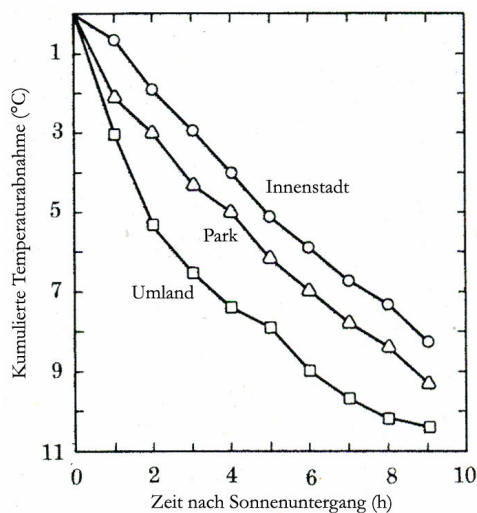


Abb. 4: Kumulierte Temperaturabnahme von Park-, Innenstadt und Umlandklimatop in Montreal
(Quelle: Oke 1989)

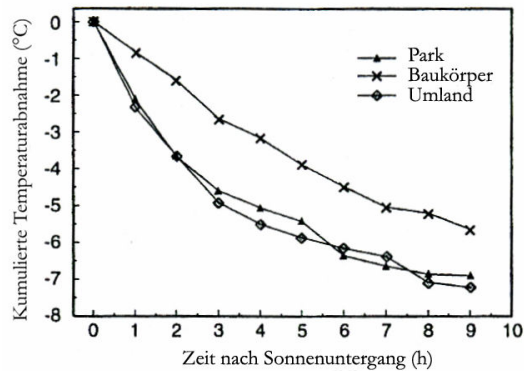


Abb. 5: Kumulierte Temperaturabnahme von Park, Parkumgebung und Umland in Vancouver (Quelle: Spronken-Smith & Oke 1998)

Parks weisen aufgrund ihrer natürlichen Beschaffenheit und Gestaltung größere Erwärmungs- bzw. Abkühlungsraten (Abkühlungssummen) gegenüber der, das Mikro- und Mesoklima stark modifizierenden (vgl. Abschn. 3.2.2) Bebauung auf (JAUREGUI 1990; UPMANIS et al. 1998). In Tokio wurde für Einzelbäume, im Gegensatz zu kleinen Beständen, das wesentlich kleinere Potenzial für eine hohe Abkühlungsrate ermittelt (KANDA et al. 1991).

Abhängig von der Wetterlage, der geografischen Lage im Stadtkörper, der Gestaltung und damit der Energiebilanz der Parkanlage kann stark vereinfacht im Falle der Ausprägung einer PCI folgendes festgestellt werden: Die Zunahme der Intensität der PCI erfolgt in abgeschwächterer aber ähnlich verlaufender Form wie bei der UHI, wenn t_U sowohl für die Bestimmung der PCI als auch der UHI herangezogen wird. Befindet sich eine Parkanlage in oder am Rande von Innenstadtklimatopen, ist eine deutliche Ausprägung der PCI zu erwarten, da die Gegensätze von Flächennutzung und damit auch klimatischem Verhalten groß sind (vgl. Abschn. 3.2.2). Ist die UHI z.B. in einer gut durchlüfteten Gartenstadt mit hohem Grün- und Gewässeranteil, wenig versiegelten Flächen und niedrigen Haushöhen-Straßenbreitenverhältnissen von geringer Intensität, ist keine bzw. nur eine geringe PCI zu erwarten (vgl. Abschn. 7.4). In solchen Siedlungsräumen ist die städtische Überwärmung in den meisten Fällen nur gering ausgeprägt (SAITO et al. 1990; HUPFER & KUTTLER 2005, S. 396 f), wobei in suburbanen Räumen Nordamerikas dennoch UHI-Intensitäten von bis zu 5 K ermittelt wurden (vgl. Abschn. 3.2.2). Eine Parkanlage in landwirtschaftlicher oder ähnlich ländlich geprägter Umgebung hebt sich folglich nicht in ihrem klimatischen Verhalten von der Umgebung ab, vorausgesetzt die Bewässerungsmethoden in Park und Umgebung, sowie die jeweiligen Bestände unterscheiden sich nicht übermäßig (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998).

Im Umkehrschluss beeinflussen Parkanlagen auch das Stadtklima, wie Studien zeigen (VON STÜLPNAGEL 1987; JAUREGUI 1990; VU et al. 1998). Es existieren durchaus auch Untersuchungen, in denen keine Beeinflussung von einer Parkanlage auf die städtische Umgebung festzustellen war (NAUMANN 1981; KIESE 1995). KIESE (1995) spricht in diesem

Zusammenhang von einem Oaseneffekt des Parks, wobei der gewählte Terminus in diesem Zusammenhang nicht exakt ist, da er bereits mit einer anderen Bedeutung belegt ist (vgl. Abschn. 3.2.4). Simuliert wurde jedoch noch nicht, wie ausgeprägt ein mesoskaliger Stadtklimaeffekt ohne die vorhandenen Grünflächen wäre. Neben der Temperatur sind auch die Messwerte anderer meteorologischer Größen in Grünanlagen unterschiedlich im Vergleich zum Stadtkörper. In den meisten Fällen bedingen diese das oben beschriebene Verhalten der PCI mit. Daher werden die bislang bekannten Zusammenhänge und mikroklimatologischen Erklärungsansätze für Parkeffekte im Folgenden genauer referiert.

3.2.2 Klimamodifikationen in städtischen Grünflächen

Die eigentliche klimatologische Besonderheit von urbanen Parkanlagen ist, dass sie eben nicht „typisch“ stadtklimatische Ausprägungen vorweisen, sondern eine mikroklimatische Veränderung des Stadtklimas darstellen. Um das zu verdeutlichen, soll an dieser Stelle auf die wichtigsten, das Stadt- und Parkklima bestimmenden Einflussfaktoren eingegangen werden.

3.2.2.1 Wärmebilanzglieder

Die notwendige Abstrahierung der das Meso- und Mikroklima bedingenden Prozesse ist durch die Erläuterung der Energiebilanz und ihrer Komponenten von Oberflächen möglich. Die Energiebilanz einer Oberfläche kommt zum Ausdruck durch:

$$Q^* = Q_H + Q_E + Q_B \quad \text{Gl. 3}$$

mit Q^* der Strahlungsbilanz, Q_H der turbulent sensiblen Wärmeflussdichte, Q_E der turbulent latenten Wärmeflussdichte und Q_B der Bodenwärmeflussdichte. In der vorliegenden Arbeit wird ein positives Vorzeichen verwendet, wenn Flüsse zur Umsatzfläche hin gerichtet sind, ein negatives, wenn sie von dieser weggerichtet sind. Die Einheit der einzelnen Glieder wird nach dem SI in W m^{-2} ausgedrückt. Bei den Bilanzen wird in der Regel der Advektionsterm (Q_{adv}) nicht mit aufgeführt. Bei Q_{adv} handelt es sich um fühlbare und latente Energieflüsse, die auf Grund von Austauschprozessen zusätzlich am Standort zur Verfügung stehen. Die Energiebilanzgleichung würde dann lauten:

$$Q^* + Q_{\text{adv}} = Q_H + Q_E + Q_B \quad \text{Gl. 4}$$

Betrachtet man nicht allein eine Bodenoberfläche, sondern einen Stadtkörper mit seiner anthropogen überprägten Oberfläche (Boden, Gebäude), also den dreidimensionalen

Strukturen und den dazwischen befindlichen Luftmassen, ist es nicht mehr korrekt, allein von Q_B zu sprechen. Im betrachteten Volumen ist Energie enthalten bzw. wird diese gespeichert und ausgetauscht. Beschrieben wird dieser Term in der Energiebilanzgleichung mit Q_S . Die Energieflüsse innerhalb dieses Volumens finden durch molekulare Wärmeleitung, Strahlung und Turbulenz statt. Q_S beschreibt aber allein die Flussdichten (in $W\ m^{-2}$) an der betrachteten Grenzfläche, und ersetzt damit Q_B . Diese Referenzfläche, für die die Energiebilanzgleichung gilt, ist häufig das mittlere Dachniveau des betrachteten Stadtkörpervolumens, die Luftmassen der UCL (vgl. Abschn. 3.2.2.6 und dort Abb. 6) sind diesem folglich zugehörig. Das gilt z.B. für mesoskalige Flussmessungen (über Dachniveau) im Stadtklimabereich (GRIMMOND et al. 1996; OFFERLE et al. 2003; MORIWAKI & KANDA 2003). Andernfalls ist die durch das künstliche Mikrorelief (Hauswände, Dächer, Bäume, etc.) geprägte städtische Oberfläche als Grenzfläche zur Atmosphäre zu betrachten, was bei grünflächenklimatologischen Betrachtungen der Fall ist, da es vor allem um die Prozesse innerhalb der UCL geht. Da der Mensch durch technische Prozesse – Verbrennung, Betrieb von elektrischen Geräten, etc. – zusätzliche Wärmeflussdichten erzeugt, werden für Städte die anthropogenen Energieflüsse (Q_F in $W\ m^{-2}$) oft in der Energiebilanzgleichung aufgeführt. Q_F ist auch sehr stark abhängig von der Isolierung der Gebäude und der Effizienz der betriebenen Anlagen einer Stadt. Je nach Jahreszeit, geografischer Lage und Heiz- bzw. Kühlverhalten der Bevölkerung kann es vor allem in Spitzenverbrauchszeiten zu relevanten Werten durch den Betrieb von Klimaanlage oder Heizungen (Hausbrand) kommen (OKE et al. 1991; TAHA 1997; KUTTLER 2004b). Die metabolische Wärmeproduktion (Q_{met} in $W\ m^{-2}$) von Organismen (z.B. Menschen, Tiere) bei mittlerem Aktivitätszustand ist sehr gering (z.B. bei $3000\ EW\ km^{-2} \sim 0,6\ W\ m^{-2}$) so dass sie in der Bilanz vernachlässigt werden kann (KUTTLER 2004a). In Konsequenz lautete die urbane Energiebilanzgleichung ohne die Berücksichtigung von Q_{adv} :

$$Q^* + Q_F = Q_H + Q_E + Q_S \quad \text{Gl. 5}$$

Häufig wird der Input durch Q_F aber auch als vernachlässigbar bezeichnet (z.B. WEBER 2004) und nur in Ausnahmefällen als Grund für die Überwärmung des Stadtkörpers gegenüber einer Parkanlage ausgeschlossen (VU et al. 1998). In Grünflächen ohne Gebäude oder Verkehrswege ist Q_F nicht vorhanden, so dass wiederum Gl. 3 gültig ist, wobei zu Q_B auch die Wärmeflussdichten hinzugezählt werden müssen, die an der Grenzfläche Phytomasse-Atmosphäre auftreten.

Die Strahlungsbilanz kann durch ihre Einzelglieder dargestellt werden, die auch messtechnisch separat erfassbar sind. Dabei unterteilt man in den kurzwelligen (K) und den langwelligen (L) Anteil:

$$Q^* = K_{\downarrow} + K_{\uparrow} + L_{\uparrow} + L_{\downarrow}$$

Gl. 6

Die Pfeile bezeichnen die Richtung der Strahlungsflussdichten (in W m^{-2}); K_{\downarrow} steht für die Globalstrahlung (also direkte und diffuse solare Strahlung), K_{\uparrow} für die kurzwellige reflektierte Strahlung, L_{\uparrow} für die langwellige Ausstrahlung und L_{\downarrow} für die atmosphärische (oder von anderen hoch reichenden Objekten ausgehende) Gegenstrahlung. Eine Beeinflussung durch z.B. eine Dunstglocke oder ähnliche gesamtstädtische Phänomene findet sowohl im Baukörper als auch in städtischen Grünanlagen statt und findet hier daher keine weitere Erwähnung.

Einfluss auf die urbane Energiebilanz nehmen besonders die künstlichen Oberflächen- bzw. Materialbeschaffenheiten (z.B. ASAEDA et al. 1996). Sie modifizieren im Vergleich zur naturnahen Landschaft sowohl die Strahlungsbilanz als auch die turbulenten Energieflüsse und Q_s . Solche Materialien, die das Stadtbild in Form von Straßen, Plätzen, Dächern und Gebäuden prägen, weisen gegenüber den natürlichen, nicht Wasser gesättigten Böden und der Vegetation viel höhere Wärmekapazitätsdichten (z.B. Faktor 8 bei den Materialien Stahl vs. Holz) und Wärmeleitfähigkeitskoeffizienten (z.B. Faktor 3 bei den Materialien Asphalt vs. trockener Lehm Boden) auf (OKE 1987; ZMARSLY et al. 2002). Tab. 1 zeigt thermische Eigenschaften exemplarischer Materialien. In Konsequenz aus Wärmekapazitätsdichte (ζ in $\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$) und Wärmeleitfähigkeit (λ in $\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$) ergeben sich höhere Wärmeeindringkoeffizienten (μ in $\text{J s}^{-0,5} \text{m}^{-2} \text{K}^{-1}$), die eine gegenüber natürlichen Oberflächen erhöhte Energieaufnahme bei positiven Strahlungsbilanzen zur Folge haben³. Das bedeutet für die Nachtstunden, dass in einer durch z.B. Stahl, Beton und Asphalt geprägten Umgebung bei entsprechender Einstrahlung (tagsüber) höhere Energieflussdichten (L_{\uparrow} , Q_B bzw. Q_s , Q_H , z. T. auch Q_E) auftreten als in einer natürlich geprägten Umgebung. Bei von der Erdoberfläche weggerichteten Energieflussdichten (ausgedrückt durch ein negatives Vorzeichen) findet somit eine intensivere bzw. auch länger andauernde Energieabgabe an den Stadtkörper statt. Die langwellige Ausstrahlung ist dabei nach dem Stefan-Boltzmann-Gesetz abhängig von der absoluten Temperatur des betrachteten Körpers:

$$L_{\uparrow} = \epsilon \sigma T^4$$

Gl. 7

Dabei ist ϵ der Emissionskoeffizient der betrachteten Fläche, σ die Stefan-Boltzmann-Konstante in $\text{W m}^{-2} \text{K}^{-4}$ und T die absolute Oberflächentemperatur in K. Der

³ Der Wassergehalt des Bodens hat durch den relativ hohen Wärmeeindringkoeffizienten von Wasser einen großen Einfluss auf die Eigenschaften des natürlichen Materials. Dennoch ist μ von Wasser immer noch kleiner als von den meisten künstlichen Materialien (Tab. 1)

Emissionskoeffizient entspricht dem Absorptionskoeffizienten eines Körpers. Daher ist T wiederum abhängig von ε , μ und der Einstrahlungsintensität. Je nach individueller Geometrie und Material ist die Folge eine höhere Oberflächenstrahlungs- und meist auch Lufttemperatur im Stadtkörper als im Park während der Nacht (vgl. Abschn.3.2.2.1).

Tab. 1: Thermische Eigenschaften künstlicher und natürlicher Materialien und Böden

Material	[Wärmeleit- fähigkeitsko- effizient] λ $W m^{-1} K^{-1}$	[Wärme- kapazitäts- dichte] ζ $J m^{-3} K^{-1} 10^6$	[Wärmeein- dringkoeff- fizient] μ $J m^{-2} s^{-1/2} K^{-1}$
Luft (unbewegt)	0,025	0,0012	5,5
Luft (turbulent)	125	0,0012	387,3
Wasser (unbewegt)	0,57	4,18	1543,6
Asphalt	0,75	1,94	1206,2
Gasbeton	0,08	0,28	149,7
Schwerbeton	1,69	2,07	1870,4
Backstein	0,83	1,37	1066,3
Lehmziegel	0,84	1,77	1219,3
Gestein (Durchschnitt)	2,19	2,25	2219,8
Stahl	53,3	3,93	14473,0
Putz	0,46	1,4	802,5
Holz (weich)	0,09	0,45	201,2
Hartholz	0,19	1,52	537,4
Polystyrol	0,03	0,02	24,5
Sand (30 % Porenvol.)	0,07	0,61	206,6
Schotter (38 % Porenvol.)	0,06	0,59	188,1
Gleisschotter	0,45	1,39	790,9
Torf (trocken)	0,06	0,58	186,5
Boden (17 % Porenvol.), leicht feucht	0,17	1,94	574,3
Lehmboden (40 % Porenvol.), trocken	0,25	1,42	595,8
Lehmboden (40 % Porenvol.), feucht	1,58	3,1	2213,1
Stadtboden ^a (Oberboden), leicht verdichtet, trocken	1	1,77	1330,4
Stadtboden ^a (Oberboden), verdichtet, trocken	1,13	2,07	1529,4
Stadtboden ^a (Oberboden), leicht verdichtet, feucht	1,2	2,4	1697,1
Stadtboden ^a (Oberboden), verdichtet, feucht	1,28	2,6	1824,3

^a Pararendzina-Pseudogley

(Quelle: Oke 1987; Asaeda et al. 1996; Zmarsly et al. 2002; Hupfer & Kuttler 2005; Latacz 2005; Weber & Kuttler 2005)

Durch die geringe Porosität städtischer Materialien, die kleine Infiltrationsraten aufweisen, fließt bei einem Niederschlagsereignis der Großteil des Wassers über die Oberfläche oder Kanalisation rasch ab. In Hinblick auf Starkregenfälle ist eine nur sehr geringe Rückhaltefähigkeit gegeben. Daher ist der Wassergehalt genannter künstlicher Materialien zu vernachlässigen, so dass die an der Oberfläche umgesetzte Energie tags und nachts kaum in Q_E gewandelt werden kann sondern bei den turbulenten Wärmeflüssen Q_H vergrößert wird, was in letzter Konsequenz eine Erhöhung der Lufttemperatur gegenüber der Grünfläche und

dem Umland bewirkt. Urbane Parkanlagen sind durch unversiegelte Böden und Vegetationsbestand nicht mit den typischen städtischen Materialien hinsichtlich ihres energetischen Verhaltens zu vergleichen. Diese naturnahen Systeme weisen wie die ruralen Gebiete geringere Wärmeeindringkoeffizienten für die Böden auf, fungieren durch Boden, Biomasse und große natürliche Oberflächen (Blätterdach) als Wasserspeicher, erhöhen dadurch bei Sättigungsdefizit die Evapotranspiration (ET) und damit den turbulent latenten Wärmestrom (Q_E). Die umgesetzte Energie trägt so nicht durch Q_H , dessen Anteil sinkt, zur städtischen Überwärmung bei. Das Bowenverhältnis (Bo)

$$Bo = \frac{Q_H}{Q_E} \quad \text{Gl. 8}$$

liegt daher in stark versiegelten städtischen Bereichen normalerweise bei einem Wert über 1, in Grünflächen unter 1. Z.B. bei Advektion von Q_H in eine Parkanlage kann Bo auch negativ werden, wie SPRONKEN-SMITH et al. (2000) zeigen konnten (vgl. Abschn. 3.2.4). Städtische Böden in Parkanlagen und Friedhöfen weisen häufig aber wegen der hohen Verdichtung im Rahmen von Baumaßnahmen und der künstlichen Zusammensetzung der Horizonte Luftarmut und damit schlechtere Wasserspeicherfähigkeiten als natürliche Böden auf (SUKOPP & WITTIG 1998). Bei Bewässerung von städtischen Grünanlagen, tritt vor allem in lang andauernden Trockenperioden ein hohes Q_E auf Kosten von Q_H auf (KLEINLOSEN & FARNY 1987; SPRONKEN-SMITH & OKE 1998).

3.2.2.2 Modifikation der Strahlungsflüsse

Die Straßengeometrie, also die Ausrichtung von Straßenzügen und das Haushöhen-Straßenbreitenverhältnis (H/W , engl. Akronym für: height to width ratio) bzw. der Sky View Faktor (SVF, auch: Himmelssichtfaktor, Ψ) beeinflussen die Strahlungsflussdichten im Stadtkörper. Der SVF bezeichnet das Verhältnis von real sichtbarem Himmel und potenziell sichtbarem Himmel ohne Horizont einschränkung. Bei niedrigem Sky View Faktor findet eine Mehrfachreflexion, und damit Behinderung der langwelligen Ausstrahlung statt, was in Abhängigkeit vom Wärmeeindringkoeffizienten (s. u.) nachts im Vergleich zu Parkanlagen zu relativ hoher Lufttemperatur beitragen kann (JOHNSON & WATSON 1984; BLANKENSTEIN & KUTTLER 2004). Eine W-E orientierte Straße unterliegt in den mittleren Breiten einem größeren Strahlungsgenuss, als eine N-S orientierte. Bei sehr engen Straßenschluchten oder dichten Baumkronen bewirkt am Tage die K_d -Reduktion eine Verringerung von Q_H (PEARLMUTTER 1998). Bei Beschattung von Hauswänden durch das Blattwerk von Bäumen und Büschen gelangt der größte Teil der Globalstrahlung nicht bis zum Baumaterial durch.

Im Sommer bedeutet das je nach Spezies eine Strahlungsreduktion von 76,9 % bis 59,4 %, bei unterschiedlichen Laubbäumen im Winter immer noch eine Strahlungsreduktion von 57,5 % bis 20,4 % (nach CANTON et al. in GIVONI 1998). Durch diese Reduktion konnte in Sacramento eine Absenkung der Wandtemperatur fast bis auf Lufttemperatur beobachtet werden, was einen geringeren Energieverbrauch einer betriebenen Klimaanlage nach sich zog (AKBARI et al. 1997). Messbar wird die Strahlungsreduktion auch durch verringerte Oberflächentemperaturen (OKE 1989). So konnte eine Verminderung der Lufttemperatur unter Bäumen aufgrund der Abschattung auch kleinskalig oft beobachtet werden (z.B. BRAHE 1974; MATZARAKIS & STREILING 2004). Ein dichtes Kronendach absorbiert oder reflektiert in Form von Schattenwurf einen Großteil der tagsüber einfallenden Strahlung. Wegen der dennoch geringen Masse des Blätterdachs kommt es so zu einer geringeren Wärmespeicherung als dies der Fall beim Auftreffen auf den Boden wäre. Folglich kann das nachts bei Strahlungswetterlagen im Kronenraum zu hohen Abkühlungsraten führen (größere negative Q^*). Ein ähnlicher, aber weniger wirkungsvoller Effekt am Tage entsteht bei anderer Vegetation, wie Büschen oder Rasen. Kronenschluss im Park beeinträchtigt aber auch die ungehinderte Ausstrahlung vom Boden aus (OKE 1989; SPRONKEN-SMITH & OKE 1999) und damit die Abkühlung des Luftvolumens in einer Grünfläche während der Nacht. Daher kann es unter Umständen bei bewaldeten Parkanlagen zu einer Abschwächung ausstrahlungsbedingter Auskühlung und damit der Stabilität (vgl. Abschn. 3.2.2.7) kommen. Ein ähnlicher Effekt ergibt sich durch die Horizonteinschränkung in Straßenschluchten; die resultierende Mehrfachreflexion von $L\uparrow$ ist ein Grund für die Entwicklung der UHI (z.B. OKE 1987). Hinsichtlich der Behinderung der Ausstrahlung verringern natürlich auch Bäume in Straßenzügen den SVF.

Auch eine erhöhte Albedo (α) bei hellen (Wand-, Dach-) Oberflächen führt zu einer relativ geringeren Absorption und damit kleineren Energiespeicherung als bei dunklen Flächen (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1992; MCPHERSON 1994). Die Albedowerte sind in Parkanlagen meist geringer als bei hellen Baukörpern (GRIMMOND et al. 1996), wobei α beim Blätterdach von waldartigen Strukturen durch die interne Reflexion und Absorption geringer ist als bei anderer Vegetation (NAKAI et al. 1999).

Die Exposition und die Horizonteinschränkung jeglicher Landschaft erhöhen bzw. verringern – je nach Nettoenergieflussrichtung – den Strahlungsenergiein- bzw. -output. Ein Beispiel für die Abhängigkeit vom SVF zeigt die Zunahme der Gesamttauabsatzmenge um 0,05 mm in einer Sommernacht vom Rand (niedriger SVF durch Baumbestand) zur Mitte (hoher SVF; Rasenfläche) eines Parks hin. Dies galt sowohl in einem skalierten Modell als auch bei Messungen im Feld (RICHARDS & OKE 2002). Aber auch die geringeren Oberflächenstrahlungstemperaturen bei geringerem SVF in einem skalierten Modellpark bestätigen diese Aussage (SPRONKEN-SMITH & OKE 1999).

3.2.2.3 Modifikation der Oberflächentemperatur

An den Oberflächen von Parks und ihrer städtischen Umgebung sind die bereits aufgeführten Einflussfaktoren gut abzulesen. Insgesamt zeichnen sich Grünflächen durch geringe Oberflächentemperaturen⁴ aus, was in der geringeren, von ihnen ausgehenden langwelligen Ausstrahlung begründet ist (OKE 1989).

Tagsüber sind die Oberflächentemperaturen über künstlichen Flächen (z.B. Asphalt) höher (20 bis 25 K) als über natürlichen (z.B. Rasen), während die Lufttemperaturen nahe gelegener Standorte auf gleichem Niveau liegen (KJELGREN & MONTAGUE 1998). Über ebenen Pflanzenbeständen werden, wie im Zusammenhang der Taubildung schon erwähnt, die niedrigsten Oberflächentemperaturwerte nachts gemessen (z.B. WILMERS 1991). Die Bäume, die auf den von Asphalt geprägten Flächen (z.B. Parkplätze) stehen, weisen aufgrund der erhöhten, vom künstlichen Material nachts ausgehenden langwelligen Ausstrahlung höhere Blatttemperaturen auf (KJELGREN & MONTAGUE 1998). Die Oberflächenstrahlungstemperatur ist nachts an Hauswänden, die von Bäumen direkt benachbart sind, relativ hoch, da die Ausstrahlung reduziert wird (OKE 1989). Dies zeigt sich eben auch für Teile von Parkoberflächen, die direkt an dicht stehende Baumreihen geprägte Begrenzungen anschließen; sowohl im Modell (SPRONKEN-SMITH & OKE 1999) als auch in Natura (BOLZ 1951). Bestätigt wird dieser Trend auch an Standorten, die städtisch geprägt sind, aber dennoch Baumgruppen aufweisen (z.B. Stadtplätze). An dem Messpunkt, an dem die höchste Globalstrahlungsintensität gemessen wurde, wurde auch die niedrigste morgendliche Lufttemperatur gemessen (MATZARAKIS & STREILING 2004). Die Globalstrahlungsintensität ist einerseits abhängig von der Horizonteinschränkung, andererseits von der Albedo der umgebenden Oberflächen. Da letztere am Messpunkt kaum erhöht sein kann, scheint sich die Kaltluft also an der Stelle der geringsten Horizonteinschränkung zu bilden.

BOLZ (1951) hat aufgrund effektiverer ausstrahlungsbedingter Abkühlung auf einer Lichtung eines sonst baumbestandenen Parks niedrigere Lufttemperaturen in dessen Zentrum als am Rand ermittelt. In anderen Fällen kann aber lediglich für die Oberflächentemperaturen eine statistisch signifikante (im 95 % Niveau) Beeinflussung durch den SVF nachgewiesen werden (ELIASSON 1996b). Allerdings konnte im Rahmen der Auswertungen die Lufttemperaturdifferenz zwischen Park und Stadtkörper nicht allein durch die SVF erklärt werden, da diese aufgrund von Bäumen im untersuchten Park ebenfalls relativ klein sein

⁴ Oberflächentemperaturen sind wegen der zweidimensionalen Umsatzfläche nur schwer exakt zu bestimmen. Ein gut anwendbares aber indirektes Verfahren zur Bestimmung der Oberflächentemperatur ist die Erfassung der Oberflächenstrahlungstemperatur. Diese beruht auf dem Stefan-Boltzmann-Gesetz Gl. 7. Messungenauigkeiten können bei dieser fernerkundlichen Erfassung durch atmosphärische Effekte und durch unzureichend bestimmte Emissionskoeffizienten auftreten.

können (ebd.). Allgemein bewiesen ist, dass die Oberflächentemperaturen im Tagesverlauf sowohl in den Grünflächen als auch im Baukörper mehr variieren als die entsprechenden bodennahen Lufttemperaturen (WILMERS 1991). Die größten Oberflächenstrahlungstemperaturdifferenzen sind daher auch am Tage in Hannover zwischen besonnten und beschatteten Flächen gemessen worden (ebd.).

HAMADA & MIKAMI (1994) zeigen, dass z.B. über Dächern sowohl die Oberflächen- als auch die Lufttemperaturen (in 0,5 m und 1,5 m ü. Gr.) bei Strahlungswetterlage über denen einer Grünfläche (Gras) liegen. Über der Dachfläche sinkt der Wert der Oberflächentemperatur nie unter den der Lufttemperaturen. Die Lufttemperatur in 0,5 m ü. Gr. ist am Tage deutlich höher, als die in 1 m darüber gemessene, in der Nacht weist sie in etwa den gleichen Wert auf. In der Grünanlage zeigt sich eine höhere Amplitude für alle drei Messwerte, was über Grasflächen wegen der geringen Wärmeeindringkoeffizienten auch zu erwarten ist. Eine zusätzliche Bewässerung fand wahrscheinlich nicht statt, da dies aufgrund des erhöhten μ zu einer geringeren Amplitude führen müsste (s. u.). Die Oberflächentemperatur fällt aber mit Einbruch der Dunkelheit unter die Werte der Lufttemperaturen. Letztere sind – wahrscheinlich aufgrund des größeren latenten turbulenten Wärmestroms – fast gleichförmig im Tagesgang hinsichtlich ihrer absoluten Werte. Grundsätzlich ist also von einer Beeinflussung der Lufttemperatur (in Form von Q_H) durch die Oberflächentemperatur auszugehen. Je nach Bo-Wert (und Tageszeit) ist diese aber unterschiedlich ausgeprägt. Die Lufttemperatur ist durch die Oberflächentemperatur bestimmt, hat aber im Baukörper und auch in Parkanlagen eine wesentlich kleinere Amplitude (vgl. z.B. GEIGER 1961). Bei Hubschrauber gestützten Fernerkundungsuntersuchungen zur Oberflächenstrahlungstemperatur (t_s) konnten SPRONKEN-SMITH & OKE (1998) in einem nicht bewässerten Graspark mit Baumrand und einzelnen Sportplatzflächen in Einfamilienhausumgebung ähnliche Momentaufnahmen und Unterschiede zwischen Park- und Bebauungsoberflächen feststellen. Nachmittags traten die maximalen Oberflächenstemperaturdifferenzen (bis zu 30 K) auf, wobei nachfolgend die Oberflächen nach Intensität der t_s aufgeführt sind: Dächer, Wege und sonstige (halb-) versiegelte Flächen, Gras, Baumkronen und dadurch beschattete Teile der Grünfläche. Die beiden letztgenannten lagen dabei auf Lufttemperaturniveau, wobei diese lediglich horizontale Differenzen von 1 K aufwiesen. In bewässerten Parkanlagen war – wahrscheinlich aufgrund des erhöhten Q_E – über Gras t_s ähnlich den gemessenen Werten für Baumkronen, in sehr trockenen ähnlich denen der Asphaltfläche. Bei Sonnenuntergang verminderten sich die Temperaturdifferenzen ($\Delta t_s = 15$ K), wobei die Wegflächen die höchsten Werte aufwiesen und die Dächer nur wenig wärmer waren als die offenen Parkoberflächen. Die Spielfelder im Park bildeten leichte Wärmeinseln aus. Man kann also neben der oben definierten PCI (hier: 1,5 K) auch von einer Oberflächen-PCI (PCI_{surf}) sprechen. In der Mitte der Nacht verringerte sich die Temperaturdifferenz (12 K), das t_s -Verteilungsmuster blieb aber ähnlich. Die Baumkronen

sowie Flächen nahe von senkrechten Gegenständen wiesen höhere t_s auf als die Dachflächen, während die PCI auf 2 K anwuchs. An bewässerten Grasflächen in anderen Parks wurde festgestellt, dass – wahrscheinlich aufgrund des feuchtigkeitsbedingt erhöhten μ – der Abkühlungsprozess der Oberfläche wesentlich moderater verlief. Auch im westlichen Tokio sind in einem 7,7 km² großen Ausschnitt mit Hilfe von Landsat TM Daten über die Oberflächenstrahlungstemperatur erfasst worden (HONJO & TAKAKURA 1986). Dabei waren die Temperaturdifferenzen zwischen Grünfläche und Baukörper im Sommer am ausgeprägtesten, im Winter dagegen sehr gering. Je größer die Grünfläche und je höher der Baumanteil (geringes μ , keine Horizonteinschränkung, gute Verdunstungsbedingungen) in der Grünfläche war, desto ausgeprägter war die Temperaturdifferenz (ebd.), was wahrscheinlich primär an den guten Abkühlungseigenschaften der vom Scanner betrachteten Baumkronen liegt.

Studien, die auf Grundlage des NDVI (Normalisierter differenzierter Vegetationsindex) Flächen(nutzungen) kategorisieren, liegen nur für städtische Großräume vor, da lediglich mesoskalige Gebietsunterschiede differenziert werden können (GALLO & OWEN 1993; PARLOW 2003). Unterschiede zwischen Differenzen im NDVI von kleinen städtischen Grünflächen und ihrer unmittelbaren bebauten Umgebung können aufgrund der zu geringen Pixelauflösung der hierzu herangezogenen Thermalscanner der Satelliten Landsat TM (60 m x 60 m) und NOAA AVHRR (1100 m x 1100 m) nicht erhoben werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Auswirkungen unterschiedlicher Oberflächentemperaturen auf die Lufttemperaturdifferenzen je nach Materialeigenschaft und vor allem durch die Horizonteinschränkung erheblich sein können. Weil die Erwärmung der Atmosphäre von der Oberfläche ausgeht, sind besonders die kleinräumigen Lufttemperaturdifferenzen durch z.T. sehr große Oberflächentemperaturunterschiede beeinflusst, wie sich in den vorgestellten parkspezifischen Studien gezeigt hat.

3.2.2.4 Modifikation der Luftfeuchtigkeit

Durch den Prozess der Evapotranspiration (ET) entsteht Verdunstungskälte. Je mehr Wasser an einem Standort verdunstet werden kann, desto kleiner wird auch das Bowen-Verhältnis (vgl. Abschn. 3.2.2.1). Die ET in großen urbanen Parks, die sich auch wie Oasen verhalten können, kann bei erhöhten Windgeschwindigkeiten – und somit bei der Heranführung von Luftmassen mit geringem Dampfdruck und Abführung von Wasserdampf gesättigter Luft – erhöht werden. Dies kann zu einer um bis zu 3,9 K geringeren Temperatur als im Baukörper führen (SPRONKEN-SMITH et al. 2000). Auch die Wasserverfügbarkeit hat Einfluss auf die Verdunstung. Bei guter Wasserverfügbarkeit ist ein Busch in der Lage, wesentlich mehr Wasser zu verdunsten als ein Baum bei schlechter Wasserverfügbarkeit (WILMERS 1978). In

Gabarone, Botswana, sind bewässerte Parks durch Verdunstungseffekte in den Momenten höchster Einstrahlung bis zu 2 K kühler als deren städtische Umgebung, während unbewässerte keine Temperaturdifferenz aufweisen (JONSSON 2000). Auch mikroskalig (γ) wird durch die Transpiration an den Blättern deren Oberflächentemperatur abgesenkt (VINET et al. 1999). Dieser klimasteuernde Einfluss wird häufig als sehr offensichtlicher klimaökologischer Ausgleich von Freiflächen bezeichnet (z.B. MIESS 1974). Eine numerische Modellierung kam für vier Städte in Kalifornien und Arizona zu dem Schluss, dass die ET von Stadtbäumen – auf das gesamte Stadtgebiet bezogen – im Gegensatz zur Beschattung durch die Bäume, einen größeren Anteil der erzielten Energieeinsparung bewirkt (HUANG et al. 1987).

Die ET eines Baumes ist dabei einerseits abhängig von der Schließung seiner Stomata, andererseits vom Sättigungsdefizit der Blatt-Umgebungsluft. Wenn das Sättigungsdefizit zwischen Blatt und Luft über einen Grenzwert steigt, schließen sich Stomata bei Gehölzpflanzen. Steigt die Blatttemperatur an, schließen sich folglich die Stomata, da mit dieser die Dampfdruckdifferenz steigt (FARQUHAR 1978; KJELGREN & MONTAGUE 1998).

Die verschiedenen Evapotranspirationsbedingungen haben nicht nur Einfluss auf die Lufttemperatur, sondern auch auf die Luftfeuchtigkeitsverhältnisse. Während der Nacht werden in den meisten Parks hohe relative Feuchten (vgl. z.B. JAUREGUI 1990) beobachtet, was jedoch aufgrund der Abhängigkeit von der Lufttemperatur nur begrenzt Rückschlüsse auf den evtl. unterschiedlichen Feuchtegehalt der Luft zulässt. Zur Beschreibung der Dampfdruckdifferenz zwischen Stadtkörper und Umland wird der urbane Feuchteüberschuss (UME, engl. urban moisture excess) berechnet:

$$\text{UME} = e_U - e_R \quad \text{Gl. 9}$$

wobei e_U der Wasserdampfdruck der Stadt und e_R der Wasserdampfdruck des Umlandes (rurale Fläche), mit UME in hPa und $[e]$ in hPa sind (MAYER et al. 2003b). SHASHUA-BAR & HOFFMANN (2000) haben zwischen den von ihnen untersuchten (sehr kleinen) Grünflächen keine Dampfdruckunterschiede ermittelt. SAITO et al. (1990) stellten dagegen einen um 5 hPa erhöhten Dampfdruck⁵ in der Grünfläche am Tag fest. In einem Münchner Park wurden in Sommernächten Wasserdampfdrücke gemessen, die unterhalb des Niveaus der Innenstadtmesswerte lagen. Kaum Unterschiede traten im Winter auf (MAYER et al. 2003b). In Ergänzung zum UME kann an dieser Stelle das Feuchtedefizit im Park (PMD, engl. park moisture deficit) eingeführt werden. In Analogie zur Park Cool Island ist

⁵ In der Originalquelle ist die Differenz des Mischungsverhältnisses (3 g kg^{-1}) angegeben. Bei Normaldruck entspricht das einer Dampfdruckdifferenz von ca. 5 hPa.

$$\text{PMD} = e_U - e_P$$

Gl. 10

wobei e_U der Wasserdampfdruck der Stadt und e_P der Wasserdampfdruck der Grünfläche (Park) sind (PMD und $[e]$ in hPa). Die Problematik beim PMD liegt in der häufig zu ungenauen Bestimmung des Wasserdampfdrucks durch die Messgeräte. MAYER et al. (2003b) benutzen anstelle des PMD den UME auch für die Dampfdruckdifferenz zwischen Stadtkörper und Parkanlage. Weil in dieser Arbeit die mikroklimatischen Besonderheiten von Parkanlagen im Zentrum des Interesses stehen und um Verwechslungen zu vermeiden, wird der Terminus „PMD“ vorgezogen.

In der Vertikalen nimmt die spezifische Feuchte in und über Waldbeständen in Bodennähe kontinuierlich ab (INCLAN et al. 1996). Dieses Bild ist auch bei innerstädtischen Grünflächen zu erwarten, vorausgesetzt Strömungen über Dachniveau bedingen nicht die Advektion wasserdampfreicherer Luftmassen oder eine inversionsbedingte Zunahme von e . Im Dortmunder Westpark zeigte sich bei BECKRÖGE (1990) das Bild der Dampfdruckabnahme sowohl tagsüber als auch während nächtlicher Ballonsondierungen im Sommer. Die intensivste Abnahme von e mit zunehmender Höhe wurde bei Sonnenuntergang (Grund sind die zunehmende Stabilisierung und die noch hohen Evapotranspirationsraten) gemessen, die moderate bei Sonnenaufgang und am späten Vormittag. Der Einfluss der Vegetation ist etwa auf die Höhe des Kronendachs beschränkt. In bzw. über dem versiegelten Teil der Dortmunder Innenstadt bildete sich dagegen in der zweiten Nachthälfte eine Bodeninversion des Dampfdrucks aus, die sich bis in Höhen von 30 m bis 60 m ü. Gr. erstreckte. Darüber macht sich der Einfluss einer für Städte üblichen abgehobenen Inversion deutlich, die die Wasserdampfkonzentrationen abnehmen lässt (BECKRÖGE 1990).

Zu Taubildung kommt es bei Unterschreitung des Taupunkts. Dieser Vorgang ist von der Luftfeuchtigkeit, der Abkühlung der Oberflächen (bestimmt durch μ , SVF und den Bewölkungsgrad) sowie vom Austausch abhängig, da eine höhere Windgeschwindigkeit ein erhöhtes Q_E fördert. Die Abkühlung von Oberflächen durch Ausstrahlung scheint die Taubildung zu dominieren; horizontuneingeschränkte Grasflächen (im Park) und geringmassige Dachschindeln kühlten sowohl an realen Messpunkten, wie auch in einem skalierten Modellaufbau unter natürlichen Bedingungen in der selben Nacht am schnellsten ab und wiesen die höchsten Tauabsatzsummen auf (RICHARDS & OKE 2002). Dichte Baumkronen behindern dabei durch die Reduktion der Ausstrahlung die Taubildung am Boden (ebd.). WILMERS (1991) spricht von den größten Taumengen über Vegetationsflächen. Auf Baumblättern ist allerdings kein Tauabsatz zu erwarten, da deren Masse sehr gering ist, diese sehr schnell die herrschenden Lufttemperaturen annehmen und daher die Taupunkttemperatur an der Blattoberfläche außer im Nebelfall sehr selten unterschritten wird (WILMERS 1991). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die freiwerdende Kondensationswärme

die Abkühlungsrate der Lufttemperatur in Bodennähe in geringem Ausmaß verlangsamen kann.

3.2.2.5 Lokale Kaltluft

Die lokale Kaltluftbildung, also die relative Lufttemperaturreduktion im Vergleich zur vorherrschenden Umgebungstemperatur beruht auf einer Kombination von Prozessen, die in den vorrangegangenen Abschnitten erläutert wurden. Nachfolgend wird daher der Prozess der Kaltluftbildung und des Ausbreitungsverhaltens dieser Luftmassen kurz beschrieben.

Tagsüber zeigt Q_H nach Messungen und Modellierungen in Wäldern unterhalb des Kronendachs Flussdichten von 5 W m^{-2} in Richtung Erdoberfläche auf (INCLAN et al. 1996). Oberhalb sind diese aber, wie zu erwarten, aufwärts gerichtet, womit der Kronenraum als Umsatzfläche deutlich wird. Q_E ist dagegen im Stammraum aufwärts gerichtet, was im zitierten Fall durch hohe Bodenfeuchten begründet war. Der Einfluss des Kronenraums auf Q_E wird durch erhöhte latente Wärme fluxdichten oberhalb dieses offenbar. Auch nachts nimmt Q_E keine negativen Werte an, was wiederum an der guten Feuchteverfügbarkeit gelegen hat. Q_H dagegen ist oberhalb der Kronen während der Nacht abwärts gerichtet, stagniert aber unterhalb des Blätterdachs (ebd.). Etwa 10 m über dem Dachniveau zwei suburbaner Gebiete mit unterschiedlich dichtem Vegetationsbestand (10 % bzw. 30 % Flächennutzung durch Bäume und Büsche) zeigen sich folgende Ausbildungen der turbulenten Wärme flüsse: Bei größerem Vegetationsanteil liegen tagsüber sowohl höhere sensible als auch latente von der Oberfläche weg gerichtete Wärme fluxdichten vor (GRIMMOND et al. 1996). Weil Q^* aufgrund der kleineren Albedo und geringeren Oberflächentemperaturen erhöht ist (resultierend aus geringerem kurz- und langwelligem Strahlungsverlust), zeigen sich absolut betrachtet für die vegetationsreichere Nachbarschaft insgesamt diese höheren Flussdichten (Q_E , Q_H , Q_S). Nachts dagegen waren über beiden untersuchten Gebieten keine signifikanten turbulenten Wärme fluxdichten vorhanden (ebd.). Die Ergebnisse von KIESE (1988) bestätigen generell die genannten Fakten zum Verhalten der Wärme flüsse bei Vegetation. Bei Vergleichen zwischen einem Baumbestand und einer Wiese unter sonst gleichen Bedingungen zeigt sich der Kronenraum in der Nacht als Wärmetauscher der von oben einsickernden Luft; das Maximum des abwärts gerichteten Q_H liegt bei 100 W m^{-2} , im nächtlichen Mittel bei 87 W m^{-2} . Die dadurch erhöhte Blatttemperatur ermöglicht nach Gl. 7 eine höhere Ausstrahlung und damit eine erhöhte Produktion von Kaltluft, die in den Stammraum sickert. Die Kaltluftproduktion auf der Wiese findet allein an deren Oberfläche statt. Die gemessenen bodenwärts gerichteten Wärme flüsse sind im Vergleich kleiner (Nachtmittelwert: 30 W m^{-2}), bewirken aber in Bodennähe eine effektivere Temperaturabsenkung (KIESE 1988).

Wenige Meter über dem mittleren Dachniveau von Stadtgebieten mit weniger Vegetation ist insgesamt betrachtet die Lufttemperatur in der Nacht höher als über solchen mit viel Vegetation. Tagsüber ist es umgekehrt (GRIMMOND et al. 1996). Auch freistehende Bäume oder Baumgruppen in Parkanlagen haben aber ein großes Potenzial, zur Kaltluftproduktion beizutragen. Dennoch zeigte sich in der Lichtung (20 m x 20 m) einer Parkanlage ein Kaltluftberg in deren Zentrum, was einherging mit den geringsten Oberflächentemperaturen (BOLZ 1951). Die kombinierte Wirkung von ET und veränderter Strahlungsbilanz in dichten Beständen wird nicht nur in städtischen Grünflächen sondern auch im Allgemeinen beschrieben. So können beispielsweise die Lufttemperaturen am Tage bereits nach fünf Metern Entfernung von der Bestandsgrenze um bis zu 4,5 K und tiefer im Bestand um 6 K niedriger als in der un- oder wenig bewachsenen Umgebung sein. Dagegen dominiert im natürlich geprägten – im Gegensatz zum städtisch geprägten – Umfeld der verminderte SVF, so dass nachts die Temperaturen im beschriebenen Bestand um bis zu 2 K höher sind (TAHA et al. 1991). Die Kaltluftproduktion baumbestander Grünflächen sollte im Gegensatz zu versiegelten Stadtflächen aber trotz der Verringerung des SVF für die Bodenoberflächen nicht außer Acht gelassen werden. Dies zeigt sich auch bei Messungen in Tokio (vgl. Abschn. 3.2.2.7), bei denen die Abkühlung im Park in Einzelfällen in Baumkronenniveau beginnt (HONJO et al. 2003). Da am Parkrand bzw. in Lichtungen die auf Baumkronenniveau noch kältere (KIESE 1988) und damit dichtere Luft zu Boden sinkt, kann sie auf jeden Fall für einen eventuellen Austausch mit der Umgebung zur Verfügung stehen, es sei denn, es besteht Kronenschluss mit den angrenzenden Dächern. Wenn diese Kaltluft z.B. durch einen Austauschmechanismus (vgl. Abschn. 3.2.3) in Bodennähe abgeführt wird, kann theoretisch die Funktion des Kronenraums als Wärmetauscher aufrechterhalten bleiben, wie dies auch bei Kaltluftabflüssen im Stammraum der Fall ist. Das Einsickern von Kaltluft stellt durch ihre hohe Dichte gleichzeitig einen Antrieb für die Parkbreeze dar, da in innerstädtischen Parkanlagen bei Beständen der Sonderfall gegeben ist, dass in der bebauten Umgebung keine ähnlich effektive Abkühlung stattfindet und Parks darüber hinaus nicht Quellen anthropogener Wärmeflüsse sind (vgl. Abschn. 3.2.2.1).

Bewässerung in Form von Rasensprengen kann tagsüber in innerstädtischen Grünflächen durch die direkte Evapotranspiration zu relativ geringen Lufttemperaturen im Gegensatz zum Baukörper führen (KLEINLOSEN & FARNY 1987). Eine Bewässerung, die nachts durchgeführt wird, hat eine wesentlich geringere bis gar keine zusätzliche Auswirkung auf die Lufttemperaturen in Parks. Wenn die Verdunstung aber durch relativ hohe Windgeschwindigkeiten ansteigt, kann auch diese Form der Bewässerung zu verstärkter Abkühlung führen (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Es hat also jede Form der Bewässerung senkende Wirkung auf die Oberflächentemperaturen (ebd.).

Kaltluft aus innerstädtischen Grünflächen kann bei entsprechender Hangneigung und ausreichender Kaltluftproduktion ebenso wie in natürlichem Gelände abfließen.

Ausschlaggebend dafür sind unter anderem die Flächengröße, die Temperaturdifferenz zwischen Kaltluft und Umgebungsluft, die Bodenreibung sowie eben die Hangneigung (s.o., vgl. auch BENDIX 2004).

3.2.2.6 Modifikation der Austauschverhältnisse

Bedingt durch Differenzen in der Strahlungs- und Energiebilanz, vor allem unter autochthonen Verhältnissen, bilden sich unterschiedliche atmosphärische Stabilitätsverhältnisse in und über der Grünfläche und ihrer Nachbarschaft aus. Die verschiedenen Eigenschaften künstlicher und natürlicher Oberflächen bedingen einerseits unterschiedliche Strahlungsflussdichten, Wärmeflussdichten und Bowen-Verhältnisse. Dadurch kommt es zu unterschiedlichen Intensitäten thermischer Turbulenz (Konvektion). Andererseits beeinflusst mechanische Turbulenz in Abhängigkeit der auftretenden Reibungskräfte den Austausch. Turbulente Strömungen erhöhen im Vergleich zu laminaren Strömungen und molekularer Wärmeleitung den Austausch von Impuls, Wärme und Masse um ein Vielfaches. Daher bilden Grünflächen bei austauschreichen Wetterlagen kein signifikant eigenes Klima aus.

Schematisch zeigt Abb. 6 die allgemein unterschiedenen Schichten, die der Beschreibung der Stadtatmosphäre dienen sollen. Die dreifache mittlere Gebäudehöhe über Grund kann, Windkanaluntersuchungen zufolge, als Oberkante des direkten turbulenten Einflusses der Bebauung auf den übergeordneten Wind benannt werden (RAFAILIDIS 1997). Die Luftmassen unterhalb dieser Grenze werden der so genannten Stadtreibungsschicht (URS, engl. Urban Roughness Sublayer) zugeordnet.

Wird die in Gl. 5 genannte Definition der Energiebilanz für die Oberflächen des Stadtkörpers – also die Grenzfläche von städtischer Bebauung zur URS – aufgestellt, wirken je nach Tageszeit und Geometrie die verschiedenen Eigenschaften natürlicher und künstlicher Materialien in unterschiedlichem Maße auf die Erwärmungs-, Abkühlungs- und Schichtungsverhältnisse in der URS ein. Diese Oberflächen weisen verschiedene Rauigkeiten auf, so dass bei Über- und Durchströmung des Stadtkörpers, inklusiv seiner Parkanlagen, mechanische Turbulenz die Strömung sehr unterschiedlich modifiziert (ROTACH 1999). RAFAILIDIS (1997) hält fest, dass bei den meisten Stabilitätsverhältnissen bei der Turbulenzausbildung die mechanische Komponente die Thermik im Stadtkörper übersteigt. Die Atmosphärenschicht innerhalb der URS, die bis ins mittlere Dachniveau reicht, wird als Stadtgrenzschicht (UCL, engl. Urban Canopy Layer) bezeichnet (vgl. Abb. 6).

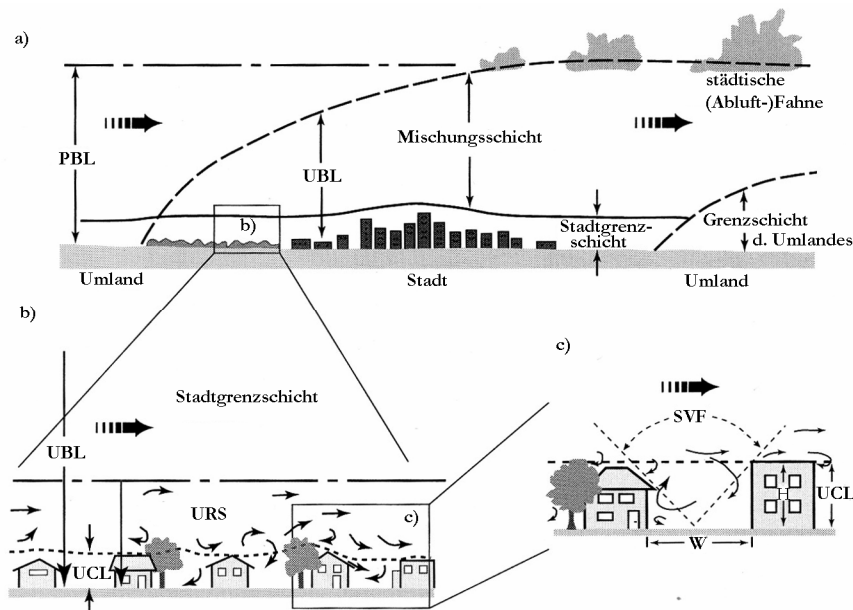


Abb. 6: Modifikation der planetaren Grenzschicht (PBL, engl. Planetary Boundary Layer) durch einen Stadtkörper und seine Elemente in mesoskaliger (a) und mikroskaliger (b, c) Darstellung.
 Erläuterungen siehe Text.
 (verändert nach: OKE 1984a; OKE 1997).

Im suburbanen Großraum Los Angeles wurde der Bereich, der für mechanisch-turbulenten Austausch an zwei etwas über Dachniveau installierten Messstationen verantwortlich ist, mit 500 m bzw. 2000 m luvwärts beziffert. Während der Stunden mit positiver Strahlungsbilanz – und damit einer aufgrund von Konvektion und mesoskaligen Druckgradienten stärker durchmischten, labilen Atmosphäre – gilt die erstgenannte Zahl als Quellgebiet der turbulenten Wärmeflussdichten über Dachniveau. In der Nacht, bei stabilerer atmosphärischer Schichtung weitet sich dieses Gebiet mindestens auf den zweiten Wert aus (GRIMMOND et al. 1996). Für Prozesse innerhalb der UCL können ähnliche bzw. kleinere Zahlen angenommen werden. Es treten folglich das großmaßstäbigere Mesoklima der städtischen Wärmeinsel und die damit verbundenen Modifikationen bei Betrachtungen des kleinräumigen Impuls- und Massenaustauschs an zweite Stelle. Die Differenzen zwischen dem (durchschnittlichem) (Stadt- bzw.) Baukörperklima und Parkklima sind folglich in den mikroklimatischen, kleinräumig wirkenden Prozessen der unmittelbaren Nachbarschaft zu suchen. Im Folgenden sollen diese kurz benannt werden, ohne dass der Einfluss der meso- oder makroskaligen Strömung auf die Durchmischung außer Acht gelassen wird.

Die Rauigkeitslänge z_0 drückt für flache Oberflächen aus, in welcher Höhe – aus Extrapolation nach dem logarithmischen Windgesetz (vgl. Abschn. 11.3) – die Windgeschwindigkeit theoretisch Null ist. Sie ist abhängig sowohl von der dreidimensionalen Struktur der Oberfläche – also z.B. bei Bebauungsstrukturen oder Beständen von Größe und Anzahl (pro Fläche) der Hindernisse – als auch von der Windgeschwindigkeit (bzw. der Schubspannungsgeschwindigkeit (u_*) und der Kármán-Zahl (Ka) vgl. Abschn. 11.3). Die

logarithmische Beschreibung der Windgeschwindigkeit mit zunehmender Höhe muss darüber hinaus in den meisten Fällen durch die Nullpunktverschiebung (d , engl. für zero plane displacement) modifiziert werden, da dichte Bestände oder Stadtkörper eine neue scheinbare Bodenoberfläche ausbilden. Von diesem Niveau aufwärts beeinflusst die Reibungskraft erst die Windgeschwindigkeit. Die Nullpunktverschiebung wird im Allgemeinen mit

$$d = 2/3 h$$

Gl. 11

bezieht (LETTAU 1969). Die Höhe (h) des Hindernisses (in m) steht bei integrativer Betrachtung eines nicht absolut homogenen Flächenausschnitts für eine mittlere Hindernishöhe. Wenn auch in der Praxis – zumindest bis zur Oberkante der UCL – häufig angewendet, ist es streng genommen falsch, ein logarithmisches Windprofil in die URS zu extrapolieren (MACDONALD 2000). Grund dafür sind mangelnde Informationen über das Windfeld in dieser Schicht. Gelöst wird dieses Problem bis dato mit Hilfe von Parametrisierungen.

Kleinräumig wirkende Turbulenzen verändern das Windfeld in der Stadt und ihrer Parkanlagen noch unterhalb des Niveaus von d und z_0 . Einzelne Hindernisse weisen z. T. charakteristische Eigenschaften in Hinblick auf den Austausch auf. Die Rauigkeit erhöhend wirken bei der Vegetation vor allem Bäume und Sträucher, bei größerer Maßstabstrachtung dann aber natürlich auch Rasenflächen und Strukturen auf Blattoberflächen. An jedem Blatt bildet sich eine interne Grenzschicht aus, an der die Rauigkeit durch die Abreißkanten wirksam wird (WILMERS 1978; MONTEITH & UNSWORTH 1990). Mit Zunahme der Windgeschwindigkeit, der Hindernishöhe und der Belaubung bzw. der Dichte von Rauigkeitselementen erhöht sich also auch z_0 und d (GEIGER 1961; WILMERS 1978; KIESE 1988). Der Einfluss auf den Austausch ist z.B. bei einem Busch naturgemäß geringer als bei Bäumen (WILMERS 1991). Grundsätzlich gilt: Je größer das dem Fluss ausgesetzte Hindernis, desto größer der Einfluss auf die Windgeschwindigkeit und die Windrichtung. Je dichter der Baumbestand auf bzw. die Kronenbedeckung in Grünflächen ist, desto stärker vermindert sich die Windgeschwindigkeit (HUANG et al. 1987 nach MCGINN 1982). Die Reichweite der Beeinflussung ist dabei unterschiedlich und liegt – je nach Porosität⁶ – beim bis zu 25-fachen der Höhe des Hindernisses (PLATE 1982; OKE 1987). Die vertikale turbulente Durchmischung bei Vegetation beeinflusst durch die Verminderung der horizontalen und vertikalen Windgeschwindigkeit durch das Ziehen und Verändern der Form von Pflanzenelementen und die Wake (engl., Wirbelschleppen-) Turbulenz, die durch die luvwärtigen Bäume im Blätterdach auftritt (INCLAN et al. 1996). Bei Studien in einem

⁶ Maß für die Durchlässigkeit von Objekten für den Wind.

Modellwaldbestand wurde aber, außer in den frühen Morgenstunden, ein abwärts gerichteter Impulsfluss ermittelt, was eine Einmischung der Luftquanten aus der oberhalb herangeführten Luft bedeutet (ebd.).

Das Windfeld wird im Baukörper primär durch den Einfluss der dreidimensionalen Gebäudestruktur verändert. Frei stehende, über- und umströmte, nicht-permeable Hindernisse, wie z.B. Gebäude, bewirken eine Veränderung des Strömungsfelds bereits vor dem Auftreffen durch eine luvseitige Druckerhöhung. Die Über- und Umströmung bewirkt, vereinfacht dargestellt, eine Geschwindigkeitserhöhung in Hindernisnähe in der sog. Displacement Zone (engl., Verdrängungsbereich), und eine Verwirbelung unmittelbar im Lee in der Cavity Zone (engl., Aushöhlungsgebiet) des Hindernisses (Leewirbel) sowie sich daran anschließend eine Zone turbulenten Verhaltens (Wake Zone; engl., Wirbelschleppenbereich) (OKE 1987), (vgl. Abb. 7). Im Lee des Hindernisses treten also oftmals entgegengesetzte Windrichtungen auf. Die Strömung unterläuft, je nach Höhen-/Breitenverhältnis des Hindernisses, verschiedene Modifikationen. Bei einer nicht-normal zur (z.B.) Hauswand auftreffenden Anströmung verändern sich die Turbulenzstrukturen; vor allem in Hindernisnähe nimmt die Druckdifferenz in relativen Unterdruckzonen ab. Die Form eines Hindernisses (rund, kubisch, etc.) übt Einfluss auf die jeweilige Ausprägung der Strömung, aber nicht auf den eigentlichen oben beschriebenen Effekt (OKE 1987).

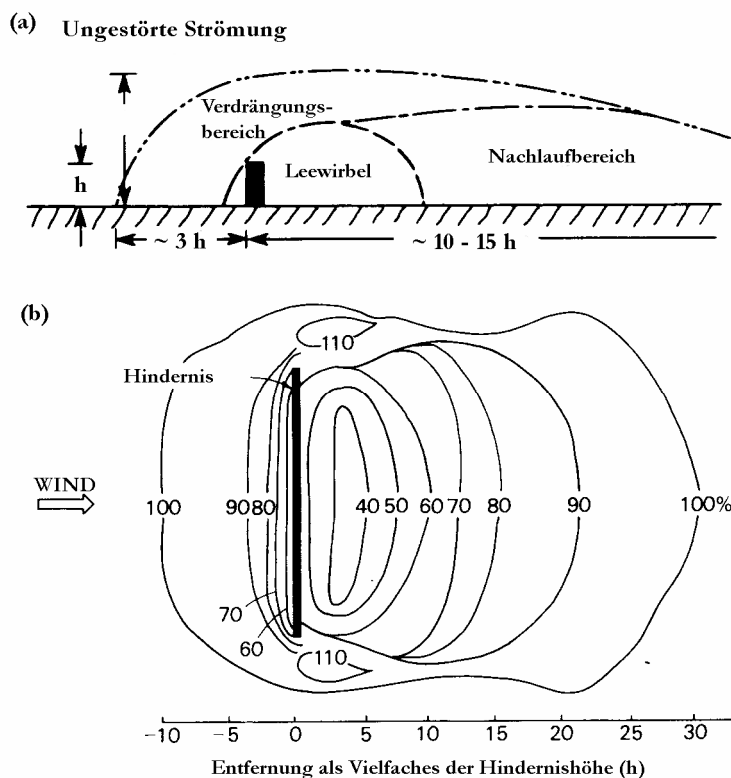


Abb. 7: Abstrahierte Zonen unterschiedlicher Strömungsausprägung bei Überströmung (a); Skizze der Zonen typischer Windgeschwindigkeiten (in Prozent der unbeeinflussten Strömung) bei der Um- bzw. Durchströmung eines leicht Durchlässigen Windschutzes (b). Die Distanzen sind als Vielfache der Hindernishöhe h angegeben (Quelle: OKE 1987).

Je nach Porosität eines Hindernisses bzw. einer Gruppe von Hindernissen verändert sich das Strömungsfeld, wie dies für Bebauungsstrukturen ausführlich gezeigt werden konnte (THEURER 1993; THEURER 1999). Dies ist vor allem bei Vegetation(sbeständen) von Interesse. Ein relativ durchlässiges Hindernis reduziert die Strömungsgeschwindigkeit in der Pflanze durch die Rauigkeitselemente, lässt aber ein partielles Durchströmen zu; die Windgeschwindigkeiten dahinter sind höher als hinter Gebäuden, die ungestörte Strömungsgeschwindigkeit wird aber durch geringere Druckdifferenzen in der Cavity Zone erst weiter leewärts wieder erreicht. Untersuchungen haben ergeben, dass bei mittlerer Durchlässigkeit eines Hindernisses die Kombination der beiden Effekte (Überströmung und Durchströmung) die Windgeschwindigkeit effektiv unmittelbar hinter dem Hindernis absenkt, diese Reduktion eine maximale leewärtige Erstreckung erfährt und dadurch die effizienteste Form des Windschutzes im (offenen) Gelände vorliegt (OKE 1987 nach NÄGLI 1946; GEIGER et al. 1995 nach NÄGLI 1941). Der Windgeschwindigkeitsbetrag kann aber z.B. durch einen lockeren Obstbaumbestand nach 5 m bereits auf bis zu 50 % und nach 200 m auf 90 % des ursprünglichen Wertes reduziert werden. In absoluten Zahlen bedeutet das eine Verminderung von $8,5 \text{ m s}^{-1}$ (außerhalb) auf 1 m s^{-1} oder auch von 1 m s^{-1} (außerhalb) auf $0,1 \text{ m s}^{-1}$ (TAHA et al. 1991). In anderen innerstädtischen Freiflächen wurde sowohl beim Maximum als auch im Tagesmittel und hinsichtlich der maximalen Schwankung der Windgeschwindigkeit eine Reduktion um 50 % ermittelt (PFÜTZNER 1965). Befindet sich ein Pflanzenbestand direkt vor Hauswänden, bewirkt dies – ähnlich wie bei Fassadenbegrünungen – nicht nur eine Verringerung der Windgeschwindigkeit, sondern auch eine Absenkung konvektiver Wärmeabführung von der Hauswand und ermöglicht dadurch eine Heizenergieeinsparung bei geringen Lufttemperaturen (vgl. z.B. WILMERS 1978; AKBARI et al. 1997). Einen vergleichbaren Effekt weisen Hausschutzhecken auf, die nicht direkt an der Hauswand gepflanzt sind. Vor allem hinsichtlich des Schutzes vor Starkwind (Geschwindigkeitsreduktion um bis zu 80 %), Schlagregen und Schneetrieb zeigen diese sich als wirkungsvoll (BECKMANN 1982). Außerdem wird die langwellige Ausstrahlung vom Boden sowie eine wirkungsvolle Beschattung im Sommer durch den Abschirmungseffekt der Hecke erreicht. Daraus resultieren moderatere Boden- und Lufttemperaturen im Bereich zwischen Haus und Pflanzung, so dass auch diese hausnahe Begrünung meliorative Klimafunktion einnimmt und zur Heizkostenreduktion im Winter führt. Der optimale Abstand zwischen Haus und Hecke sollte der ein- bis zweifachen Höhe der Hecke entsprechen (ebd.).

Im Gegensatz zu den Straßenschluchten, in denen ja effektiv die Windgeschwindigkeiten in der URS herrschen und in denen aufgrund ihrer Funktion wenige Rauigkeitselemente zu finden sind, verringern Grünanlagen (mit Busch- und/oder Baumbewuchs) durch die erhöhte Rauigkeit die Windgeschwindigkeiten (z.B. WILMERS 1991). Nach HOLMER (1978) wird die

regional vorherrschende Strömung um durchschnittlich 20 % in Parks herabgesetzt (in UPMANIS et al. 2001). Bei Abschwächung der Horizontalkomponenten einer Strömung durch Reibung begründet so die Kontinuitätsgleichung eine Zunahme der Vertikalbewegung (WILMERS 1978). Ein Wechsel in der Rauigkeit eines Untersuchungsgebiets, wie es der Übergang vom Stadtkörper zur Parkanlage darstellt, führt zur Bildung interner Grenzschichten bzw. Windscherungen, an denen der Vertikalaustausch von Wärme, Masse und Impuls verändert wird (BLOOM & WARTENA 1969 in WILMERS 1978). Darüber hinaus bewirkt – im Gegensatz zu Situationen mit starkem Austausch – vor allem bei geringen Windgeschwindigkeiten eine kleine Geschwindigkeitsveränderung eine relativ große Veränderung der turbulenten Flusssichten (AVISSAR 1996).

Das Windfeld in Beständen z.B. bei quasi-stationären Strömungen ist gekennzeichnet durch geringe Windgeschwindigkeiten im Kronen- oder Blattraum, ein sekundäres Maximum im Stammraum und durch mit der Höhe zunehmenden Geschwindigkeiten über dem Bestand (entsprechend der durch das logarithmische Windprofil beschriebenen Zunahme). Der Tagesgang zeigt, dass bei höheren Windgeschwindigkeiten der turbulente Austausch den Impuls erhöht und damit die Strömung in Bodennähe an Einfluss gewinnt (OKE 1987; KIESE 1988; HUPFER & KUTTLER 1998). Dies konnte auch bereits numerisch gut simuliert werden (Inclan et al. 1996). Auch Windkanalstudien mit maßstabsgerechten Vegetationsimitaten zeigen typische Strömungsfelder in Baumbeständen (MARSHALL et al. 2002). In dieser Studie (ebd.) konnte auch gezeigt werden, dass sich in Baumbeständen bei höheren Windgeschwindigkeiten oder Böen Wirbel – ähnlich den Leewirbeln hinter nicht-porösen Hindernissen – ausbilden und damit nicht nur eine Windgeschwindigkeitsreduktion, sondern auch eine diametrale Windrichtungsänderung im Stammraum verursachen können.

Werden verdichtete Räume, wie Blockbebauung hinsichtlich des Austauschs beschrieben, gilt es, weitere Besonderheiten zu beachten. Einerseits kommt es innerhalb der UCL nicht zur Ausprägung einer einheitlichen Strömung. Straßenschluchten kanalisieren bei windrichtungsparalleler Orientierung die Strömung und erhöhen die Windgeschwindigkeiten (OKE 1997). Strömen die Luftmassen nicht parallel zu und nicht im rechten Winkel auf Häuserzeilen, kann es zur Ausbildung von Leewirbeln kommen, die jedoch korkenzieherartig einen Impuls in Richtung der Strömung erfahren. Bei Messungen in einer Siedlung in Dimona (Israel) wurde bei einem Haushöhen-Straßenbreitenverhältnis von ca. 1 eine lineare Abhängigkeit zwischen Einfallswinkel der Strömung auf die Wände der Straßenschlucht und Windgeschwindigkeit innerhalb dieser (in 1,5 m ü. Gr.) festgestellt; bei parallel zur Straße verlaufender Strömung wurden in 1,5 m ü. Gr. höhere Windgeschwindigkeiten gemessen (66 % der Überdachgeschwindigkeit) als bei 45° (50 %) bzw. 90° (33 %) Anströmwinkel (PEARLMUTTER 1998). Die – im Stadtgebiet erhöhte – Böigkeit wird durch Rauigkeits- und Kanalisierungseffekte erhöht (MIESS 1974; OKE 1987; HUPFER & KUTTLER 1998). Durch

Kanalisation kann es auch zu höheren Windgeschwindigkeiten in der URS kommen als in der darüber gelagerten UCL.

Das Haushöhen-Straßenbreitenverhältnis (H/W) spielt darüber hinaus eine Rolle für die Durchmischung in der Straßenschlucht. Nach OKE (1987) kann gesagt werden, dass bei relativ geringem H/W ($<0,3$) ähnliche Bedingungen, wie bei frei stehenden Hindernissen herrschen. Es wird von isolierten, rauigkeitsbedingten Strömungen (isolated roughness flow) gesprochen (vgl. Abb. 8). Ein H/W von bis zu 0,65 verursacht eine Kombination von Turbulenzen in der Wake Zone mit den Staudruckverhältnissen vor der anschließenden Häuserzeile (Wake Interference Flow; engl., beeinflussten Wellenströmung). Sehr wahrscheinlich ist, dass bei einem $H/W > 0,65$ in der Straßenschlucht keine Wake Zone mehr ausgebildet wird, die Leewirbel aber zusätzlichen Impuls gewinnen durch die von der nächsten Hauswand verursachten Abwärtsablenkung, aber die übergeordnete Strömung den Stadtkörper „überfliegt“ (MAYER et al. 1994; z.B. MACDONALD 2000, S. 27). Bezeichnet wird diese als Bestandsströmung oder überfliegende Strömung (skimming flow). In diesem Fall beginnt z_0 wieder zuzunehmen. Einen Schwellwert für Hindernisgruppen (z.B. mehrere Häuser mit Zwischenräumen), der bei Auftreten der überfliegenden Strömung überschritten wird benennt MACDONALD (2000) mit $\lambda_f = 0,20$, wobei

$$\lambda_f = \frac{A_f}{A_d} \quad \text{Gl. 12}$$

ist, mit A_f die dem Wind frontal ausgesetzte Hindernisfläche ist und A_d der Quotient aus betrachteter Grundfläche und Anzahl der Hindernisse. Dass die aufgeführten Angaben keine starren Grenzwerte sind, zeigt eine weitere Studie, in der eine überfliegende Strömung trotz eines relativ kleinen H/W von 0,4 beobachtet wurde (JOHNSON & HUNTER 1999).

Zu beachten ist, dass, Windkanalstudien zu Folge, bei neutraler Schichtung schräge Dächer die horizontalen Windgeschwindigkeiten zwar gegenüber Flachdächern – unabhängig vom H/W – deutlich herabsetzen, jedoch für die Entlüftung, also die turbulente Durchmischung der Straßenschlucht effektiver wirken, als dies durch eine Verkleinerung des H/W bei Flachdächern der Fall ist (RAFAILIDIS 1997), da eine geringmächtige, aber sehr intensive Windscherung genau über Dachniveau herrscht (KASTNER-KLEIN et al. 2004). Kreuzungen, also Unterbrechungen des Baukörpers, verursachen darüber hinaus Strömungen in den Straßenschluchten, die die einheitliche Ausbildung des Leewirbels behindern und straßenparalleles Eindringen von Luftmassen fördern (ebd.).

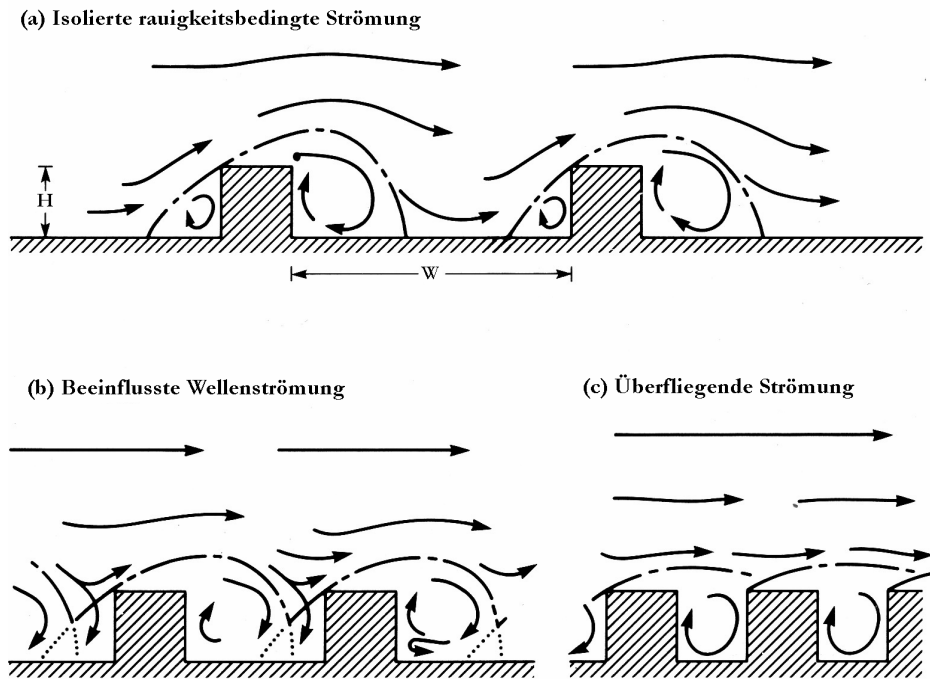


Abb. 8: Überströmungsmuster städtischer Strukturen. Erläuterungen siehe Text.
(Quelle: OKE 1987)

Wird der urbane Dachkomplex (urban canopy) der Gebäude durch Parkanlagen unterbrochen, kann dies sowohl zu Rauigkeitszunahme (Stadtwälder), aber auch zur Reduktion dieser (Gras- und Mischparks) und einem damit verbundenen Durchgreifen der übergeordneten Strömung bis zum Boden führen. Diese weniger dicht bestandenen Parks im Baukörper weisen hinsichtlich der auftretenden mechanischen Turbulenz ähnliche Effekte wie Lichtungen in Wäldern auf (SPRONKEN-SMITH 1994). Die Effekte (Kanalisation, Mitführung, etc.), die durch Straßenzüge entstehen, werden bei diesem Vergleich allerdings vernachlässigt (ebd.). CHEN et al. (1994, in SPRONKEN-SMITH 1994) haben die Turbulenzen einer Waldlichtung im Windkanal simuliert. Ergebnis war eine erwartungsgemäße leewärtige Erstreckung der Cavity Zone, die der dreifachen Baumhöhe entsprach. Die turbulente Wake Zone schloss sich daran an, ihre Reichweite maß leewärts bis zum 18-fachen der Baumhöhe (ebd.). Auch bei Messungen in Innenhöfen wurde anhand von Windgeschwindigkeitsmessungen über Dach, im Hof sowie in den engeren Straßenschluchten ermittelt, dass in größeren Freiräumen (hier: Innenhof) die Strömung vom Dachniveau besser bis zum Boden durchgreifen kann (ZIMMERMANN 1984). Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in Städten durch die Verkleinerung des H/W in Parkanlagen die Leewirbel dort an Intensität verlieren, die Turbulenz der Nachlaufströmung wieder zu beobachten ist und die vorhandene Vegetation als Hindernis mittlerer Dichte die Windgeschwindigkeiten um vereinzelt mehr als 50 % reduziert.

3.2.2.7 Modifikation der atmosphärischen Stabilität

Eine austauscharme, einstrahlungsreiche Witterung fördert – sowohl im Stadtkörper als auch in bewässerten Grünflächen mit niedrigem Bo – am Tage die Thermik und damit eine labile Schichtung. Die Temperatur steigt nur in Baumgruppen tagsüber vom Stammraum bis in den mittleren Kronenraum an, da letzterer dann eben die Energieumsatzfläche darstellt (INCLAN et al. 1996). Durch diesen Energietransfer in den Baumkronen sind in diesem Bereich auch tagsüber die größten Temperatursprünge zu erwarten (GROSS (1993) in INCLAN et al. 1996). Bei weniger dichten Beständen durchdringen Teile der Globalstrahlung das Blätterdach, wobei es dann zur Aufheizung des Bodens kommen kann, was diese Stammraum-inversion bodennah auflöst (INCLAN et al. 1996).

In den Nachtstunden, also in der Zeit von Sonnenunter- bis Sonnenaufgang, kommt es in Parkanlagen eher bzw. in vielen Fällen nur hier zu einer stabilen Schichtung. Bei Auftreten der PCI in den Nachtstunden in Vancouver stellte sich z.B. grundsätzlich über den Parks eine Boden-inversion ein (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Auch über Freiflächen (Unterlage überwiegend Sand) herrscht bei entsprechenden Wetterlagen Stabilität vor. Das Auftreten ist nicht ein rein sommerliches Phänomen, sondern wurde auch im Winter besonders ausgeprägt über Schnee beobachtet (THORSSON & ELIASSON 2003).

Der Aufbau der Inversion in der Grünanlage (mit vereinzelt Bäumen) ist offenbar nicht immer einheitlich. So kann einerseits ein Anwachsen der Kaltluftschicht vom Boden beginnend beobachtet werden, andererseits kann die Abkühlung an den Baumkronen beginnen und im weiteren Verlauf der Auskühlungsphase zum Boden hin anwachsen, um sich zu einer üblichen Boden-inversionsschichtung zu entwickeln (vgl. auch Abschn. 3.2.2.5) (HONJO et al. 2003). Wie Messergebnisse in Tokio zeigten, scheint bei besonders austauscharmen Situationen die Entwicklung vom Boden her einzusetzen⁷. Daten, die bis über das Dachniveau hinausgehen liegen aus zwei weiteren (Fesselballonsonden-) Studien vor: Für den Westpark in Dortmund konnte – bei entsprechender Strahlungswetterlage – beobachtet werden, dass die Inversion im Laufe der Nacht an Mächtigkeit gewann (2 h vor Sonnenuntergang: 15 m ü. Gr.; 2 h vor Sonnenaufgang: 80 m ü. Gr.) und oberhalb davon Isothermie herrschte (BECKRÖGE 1990). Bei Mitberücksichtigung der Windgeschwindigkeit (durch Berechnung der Richardson-Zahl, Ri ; vgl. Abschn. 7.3.2) bildete sich über dem Park ein Drei-Schichten-System aus: Ähnlich wie bei einer Freilandstation herrschte eine stark stabile Schichtung in der Bodenschicht bis 60 m ü. Gr. (wuchs im Laufe der Nacht an). In 60 m bis 100 m ü. Gr. (wurde im Laufe der Nacht geringmächtiger) war durch den (Überwärmungs-) Einfluss der Stadt eine labile Schichtung vorzufinden. Darüber schloss sich

⁷ Die maximal beschriebene Messhöhe war 11 m ü. Gr., also in Höhe des Baumkronen- und Dachkantenniveaus.

die, auch an städtisch geprägten Standorten beobachtete, abgehobene Inversion an, die sich durch Advektions- oder Ausstrahlungsvorgänge ausbildete. Sowohl bei Nachtbeginn als auch in der Nachtmitte konnte eine Windgeschwindigkeitszunahme über Dachniveau festgestellt werden, wobei diese unter weniger stabilen Verhältnissen (Nachtbeginn) bereits in der UCL, später dagegen oberhalb dieser begann (BECKRÖGE 1990). In Ludwigshafen wurden in der Stadtmitte (versiegelter Innenhof bzw. Fußgängerzone mit Einzelbäumen) zwischen 10 m und 30 m ü. Gr. lediglich im Sommerhalbjahr in den Nachtstunden der Tage „ohne Belüftung“⁸ in 12 % bzw. 18 % der Fälle eine Inversion $\gamma > 0,4 \text{ K}/100 \text{ m}$) ermittelt. In allen anderen Fällen – also bei Tage, bei Belüftung und im Winterhalbjahr – konnte keine nennenswerte stabile Schichtung über dem verdichteten Stadtkörper festgestellt werden. In einer Baum bestandenen Grünfläche am Stadtrand (zur Hälfte von Bebauung umgeben) dagegen konnte solch eine Inversionslage zwischen 2 m und 20 m ü. Gr. für mindestens 20 % aller Nachtsituationen nachgewiesen werden (ZIMMERMANN 1984). In Tokio konnte über einer größeren Parkanlage (wald- und savannenartiger Mischtyp) eine Inversionsobergrenze bei bis zu 60 m ü. Gr. festgestellt werden. Diese war in der Nachtmitte besonders ausgeprägt (HAMADA & MIKAMI 1994).

Für die URS in und über einem Baukörper konnte keine Inversionsausbildung zum Messtermin beobachtet werden (ebd.). Messungen in anderen Straßenschluchten (engl.: Canyon) zeigen ein sehr differenziertes Bild der Lufttemperaturen. PEARLMUTTER (1998) berichtet im Canyon von einer geringen Lufttemperaturabnahme mit der Höhe. Im Dachniveau darüber war diese deutlich stärker. Er führt dies auf die Wärmeemission von den angrenzenden Hauswänden zurück. Diese These wird durch die Lufttemperaturmessungen von ELIASSON (1996b) gestützt, die in einer Straßenschlucht in Höhen zwischen 2 m und 10 m ü. Gr. die niedrigsten Messwerte in der Mitte (der Straßenschlucht) ermittelte. Darüber hinaus wurde deutlich, dass die Messwerte in der Nähe der Hauswand die jeweils höchsten gemessenen waren. Dieses Bild veränderte sich im Laufe der Nacht nur im Rahmen der absoluten Temperaturmesswerte und war zur Mitte der Nacht mit Temperaturdifferenzen von bis zu 0,7 K am ausgeprägtesten. Bei sehr geringer Windgeschwindigkeit (auch über Dachniveau nicht messbar) stellte sich über die Canyonbreite gemittelt eine indifferente bis leicht inverse Schichtung ein. Gleichzeitig vergrößerte sich die Lufttemperaturdifferenz zu einer nahe gelegenen, auch von THORSSON & ELIASSON (2003) (vgl. Abschn. 3.2.4) untersuchten Freifläche kontinuierlich bis Sonnenaufgang. Grund für die häufig in den Straßenschluchten noch labilen oder indifferenteren Verhältnisse in der Nacht sind die in Tab. 1, S. 19 ausgedrückten thermischen Eigenschaften der im Stadtkörper befindlichen Materialien, deren geringes Verdunstungspotenzial sowie der häufig durch kleinere Sky View

⁸ Unter Belüftung wird in der zitierten Fallstudie eine Situation verstanden, bei der lokales, autochthones Luftaustauschgeschehen vorherrscht.

Faktoren als in Grünflächen bedingte niedrigere Ausstrahlungsverlust. Folge sind länger andauernde und intensivere sensible Wärmeflussdichten. Tagsüber sind Erwärmungseffekte der Luft durch die Hauswände – niedrige Lufttemperaturen in der beschatteten Zone, hohe auf der sonnenexponierten Seite – zu beobachten. Der Austausch innerhalb der Straßenschlucht wird aber hauptsächlich durch mechanische Turbulenz (vgl. Abschnitt 3.2.2.6) bestimmt.

Inversionen behindern durch die herrschenden thermodynamischen Verhältnisse den vertikalen turbulenten Austausch (RICHARDS & OKE 2002). Herrscht innerhalb einer Grünfläche eine Inversion vor, so unterstützt das die Ausbildung eines typischen Parkklimas, da der Austausch mit dem Rest der relativ hoch reichenden gesamtstadtklimatisch geprägten städtischen Grenzschicht (UBL, engl. Urban Boundary Layer) minimiert und dadurch die Einmischung überwärmter Stadtluft vermindert wird. Zur Ermittlung, ob durch die herrschenden Schichtungs- und Austauschverhältnisse diese Abkopplung der Canopy Layer von der restlichen UBL stattfindet, wird neben der Temperaturschichtung auch häufig die Richardson Zahl herangezogen (vgl. Abschn. 7.3.2). Einer absoluten Windruhe widerspricht in Dachniveau aber auch ein möglicher mikroskaliger horizontaler Austausch, hervorgerufen durch Temperaturdifferenzen (GRUNOW 1936), was wiederum zu mikroskaliger (γ) dynamischer Turbulenz führt.

Bei dieser Quasi-Entkopplung verhalten sich die Luftströmungen anders als bislang beschrieben. WILMERS (1978) spricht von nicht mehr vorhersagbaren „eigenen Gesetzen“ (S. 7.3). Erklärungsansätze bestehen aber.

Absolut autochthone Bedingungen treten selten auf, häufig findet in der UBL in labileren Schichten ein horizontaler Luftmassenaustausch statt, der reibungsbedingt z. T. auch in die UCL hinunterreicht. Bei Entkoppelung der Höhenwinde kommt es bodennah häufig zu regionalem oder lokalen Luftaustausch (ZIMMERMANN 1984). Diese Entkoppelung findet oftmals in der UCL statt (THORSSON & ELIASSON 2003). So stellen sich in vielen Städten unter autochthonen Bedingungen mesoskalige Zirkulationen, wie z.B. Flurwinde ein, die in Bodennähe für Strömungen sorgen (KIESE & OTTO 1986; BARLAG & KUTTLER 1991; KIESE ET AL. 1992; BARLAG 1993; AVISSAR 1996). Kommt es zu horizontalem, zentrifugal wirkendem bodennahen Luftmassenaustausch zwischen dem Park und seiner Umgebung (vgl. Abschnitt 3.2.3), muss es bei Auftreten von Druckgradienten jedoch aufgrund der Massenerhaltung (Kontinuitätsgleichung) zu einer vertikalen Interaktion zwischen UCL und oberer URS im Park kommen (OKE 1989; THORSSON & ELIASSON 2003).

Als Konsequenz aus den in Abschn. 3.2.1 und 3.2.2 erläuterten unterschiedlichen Prozessen sollte an dieser Stelle die Interaktion der Parkatmosphäre mit der Baukörperatmosphäre beleuchtet werden. Dazu zählt vor allen Dingen der Austausch turbulent sensibler Wärme in Form mikroskaliger Luftbewegungen.

3.2.3 Parkbreeze

Der Begriff Parkbreeze⁹ beschreibt eine mikroskalige (α im Übergang zu β) horizontale Luftströmung, die bodennah aus der Grünfläche in die Umgebung strömt. Die Parkbreeze ist auf Ausbreitungsprozesse von Kaltluft – also gegenüber der Luft der UCL der Bebauung kühlerer Parkluft – zurückzuführen und wird durch Luftdruckunterschiede zwischen Park und umgebenden Stadtkörper erklärt. Die Strömung hat daher im Idealfall zentrifugalen Charakter, da Grünflächen in der Regel Vegetationsinseln in der Stadt bilden (vgl. Abschn. 3.2.1). Die Druckunterschiede sind thermisch induziert, da die Kaltluft in der Grünanlage höhere Dichten erreichen kann als die Umgebungsluft (OKE 1989).

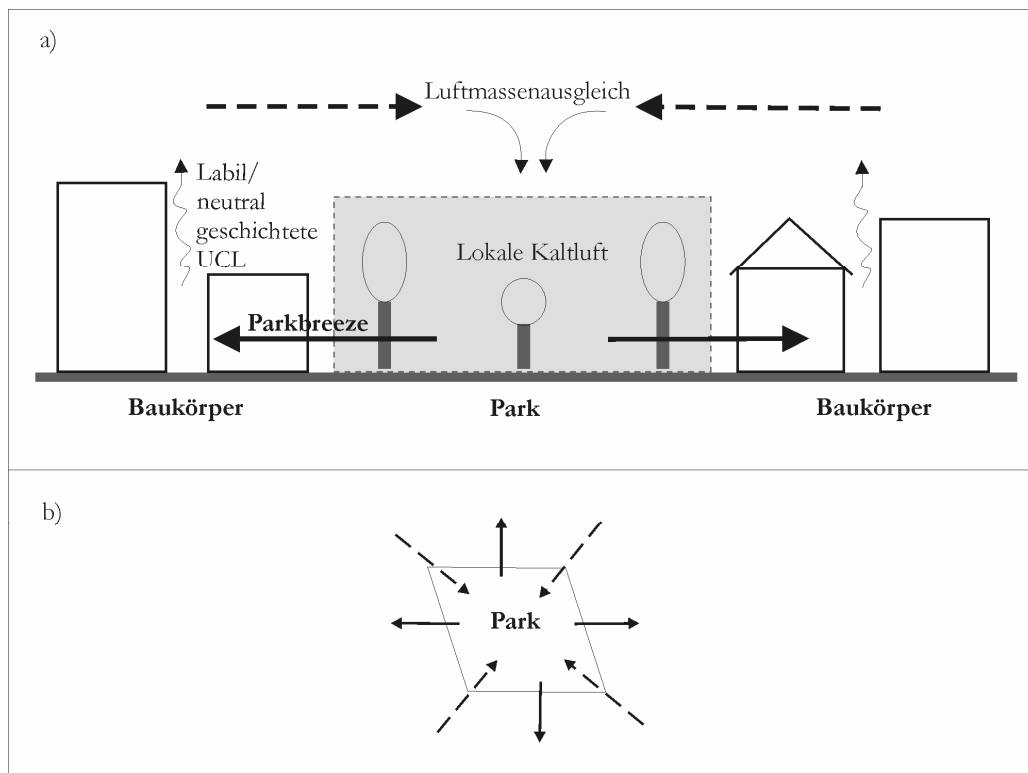


Abb. 9: Schematische Darstellung [Querschnitt (a) bzw. Draufsicht (b)] der Parkbreeze. Das auftretende Luftmassendefizit durch den bodennahen, zentrifugalen Austritt der Parkluft (durchgezogenen Pfeile) kann entweder durch eine zentripetale Gegenströmung (gestrichelte Pfeile) oder durch die in eine Richtung orientierte, übergeordnete Strömung (hier nicht dargestellt) erfolgen. Quelle: eigene Darstellung, unter Verwendung von NARITA et al. 2002)

⁹ (Auch: park breeze); Möglich wäre eine Übersetzung durch Parkwind (analog dem Flurwind (country-breeze)) oder Parkbrise. Eine Brise tritt nach der Beaufort-Skala allerdings erst ab Windgeschwindigkeiten von $\geq 1,6 \text{ m s}^{-1}$ auf. Mit dem Begriff Wind werden gewöhnlich nicht-mikroskalige Prozesse assoziiert. Aufgrund der Eindeutigkeit des hier eingeführten angelsächsischen Begriffs wird daher im Weiteren auf eine Übersetzung verzichtet.

Im Gegensatz dazu sind entgegengesetzt wirkende Mikrozirkulationen ähnlichen Ausmaßes für die Belüftung von *Oxford Circus* und Umgebung (GOLD 1954; WHITEN 1956; GOLD 1956), beim *Hyde Park* (WAINWRIGHT & WILSON 1962) in London sowie für den *Chapultepec Park* in Mexiko-City (JAUREGUI 1990) vermutet worden: Im ersten Fall wurde die erhöhte Wärmeenergieabgabe durch Kraftfahrzeuge, in den anderen beiden Fällen die hohen Erwärmungsraten der Grünfläche am Vormittag als Ursache für einen konvektiven Aufstieg am Untersuchungsort genannt. Folge wäre, wie beim Flurwind, eine zentripetale „Ansaugung“ durch das – durch die Konvektion verursachte – Luftmassendefizit. Auf die Untersuchungen von WAINWRIGHT & WILSON (1962) geht OKE (1989) näher ein und vermutet jedoch für die damalige Situation im *Hyde Park* eine Parkbreeze, die durch ihre theoretische (Stadt-) Lufterneuerung aus der Höhe auch die zur Mitte des Parks hin wieder angestiegenen SO_2 Konzentrationen erklären würde. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts sind jedoch schon Überlegungen zur mikroskaligen Wirksamkeit der Temperatur regulierenden Wirkung großer Grünflächen angestellt worden; „*Winde vom Brisentyp*“, die durch die Grünfläche hervorgerufen werden, können Geschwindigkeiten von bis zu 1 m s^{-1} erreichen, „*wodurch an schwülen Sommertagen die effektive Temperatur um $1,5^\circ\text{C}$ gesenkt wird*“; es wird erwähnt, dass diese Durchlüftung dann stattfindet, wenn allgemein Windstille herrscht (SCHELEICHOWSKI 1950, S. 127). GRUNOW (1936) folgert, dass „*Temperaturunterschiede zwischen eng bebautem Gebiet und dazwischen gestreuten Parkanlagen [...] kleine und kleinste Kreisläufe*“ hervorrufen und so einen „*waagrecht gerichteten Austausch auf kleinstem Raum*“ bewirken (S. 72). Außerdem sollen an dieser Stelle auch dynamische Strömungen in der UCL angesprochen werden, die vor allem tagsüber die Austauschsituation dominieren (Grunow 1936). Während sommerlicher Situationen, aber bei negativer Strahlungsbilanz gilt dies nicht. BURKERT (1992) bezeichnet unter Nichtbeachtung der oben genannten Ausführungen die Parkbreeze als Strukturwindzirkulation. Er unterscheidet davon das bodennahe Ausfließen von Kaltluft aus Kaltluftseen aufgrund der höheren Dichte gegenüber der wärmeren Umgebungsluft. Physikalisch gesehen handelt es sich dabei aber um das gleiche Prinzip, da Dichteunterschiede Druckgradienten verursachen. Dies wird bei Betrachtung des hydrostatischen Grundgesetzes offensichtlich:

$$p_{\text{hyd}} = \rho g h$$

Gl. 13

Es sind p_{hyd} = hydrostatischer Druck in hPa, ρ = Luftdichte in kg m^{-3} , g = Schwerebeschleunigung ($9,81 \text{ m s}^{-2}$), h = Höhe der betrachteten Luftsäule in m.

Für die Betrachtung von mikroskaligen Unterschieden können für zwei (theoretisch) abgeschlossene Luftvolumen in der UCL (im Park und im Baukörper) h und g als gleichwertig betrachtet werden. Eine Druckdifferenz entspricht daher der Differenz der Dichte der beiden Luftmassen:

$$\Delta p_{(\text{Park-Bau})} = \Delta \rho_{(\text{Park-Bau})} \quad \text{Gl. 14}$$

wobei $\Delta p_{(\text{Park-Bau})}$ für die Druckdifferenz zwischen Grünfläche und umgebender Bebauung und $\Delta \rho_{(\text{Park-Bau})}$ für die Differenz der jeweiligen Luftdichten steht. Durch Umstellung der Zustandsgleichung für ideale Gase ergibt sich

$$\rho = \frac{p}{R_L \cdot T} \quad \text{Gl. 15}$$

mit R_L = spezifische Gaskonstante trockener Luft ($287 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$) und T der gemessenen absoluten Lufttemperatur in K. Unter der an dieser Stelle getroffenen Annahme, dass der hydrostatische Druck zur Berechnung der Luftdichten mit $p = 1013 \text{ hPa}$ an beiden Standorten konstant sei, ergibt sich durch Einsetzen:

$$\Delta p_{(\text{Park-Bau})} = 3,529617 \cdot \left(\frac{1}{T_{\text{Park}}} - \frac{1}{T_{\text{Bau}}} \right) \quad \text{Gl. 16}$$

wobei Δp in hPa notiert ist. Deutlich unterschiedliche Temperaturen können in der Stadt zwischen Grünfläche und dem Baukörper auftreten, so dass auf engstem Raum Luftdruckgradienten zwischen Park und Stadtkörper auftreten. VON STÜLPNAGEL (1987) benennt, ähnlich wie GRUNOW (1936), daher die Konsequenz als kleinräumiges „über den wärmeren, bebauten Gebieten“ auftretendes Wärmetief und „über den kälteren Grünanlagen ein korrespondierendes Kältehoch“ (S. 72), zwischen denen sich ein Zirkulationssystem ausbilden kann.

Auch wenn in der planetarischen Grenzschicht nicht-hydrostatische Bedingungen vorzufinden sind (vgl. hierzu Abschn. 6.3), kann mit diesem hydrostatischen Zusammenhang der Auftritt einer Parkbreeze erklärt werden: Bei Heranziehung des semi-theoretischen Zusammenhangs zwischen Luftdruckunterschied und maximaler Windgeschwindigkeit (BERG 1947; Dütemeyer 2000) bei Flurwinden ist

$$u_{FW \max.} = \sqrt{1548 \Delta p_{(\text{Umland-Stadt})}} \quad \text{Gl. 17}$$

mit $u_{FW \max.}$ = maximale Flurwindgeschwindigkeit in m s^{-1} und $\Delta p_{(\text{Umland-Stadt})}$ = Druckdifferenz in hPa. Die Angaben beruhen auf dem Beispiel, dass auf 10 km Entfernung zwischen Stadt- und Umlandmesspunkt eine Temperaturdifferenz von 5 K in Bodennähe bzw. 1 K in 500 m ü. Gr. und in Bodennähe eine resultierende Druckdifferenz von 0,07 hPa herrscht. Nach BERG (1947) ist es gleichgültig, auf welche Distanz die Druckdifferenz besteht. Bei

Anwendung dieses Zusammenhangs auf den oben gezeigten Luftdruckunterschied zwischen städtischer Grünfläche und deren bebauter Umgebung ergibt sich durch das Einsetzen von Gl. 16 für die maximal mögliche Geschwindigkeit der Parkbreeze $u_{PBmax.}$:

$$u_{PBmax.} = \sqrt{5463,847116 \cdot \left(\frac{1}{T_{Park}} - \frac{1}{T_{Bau}} \right)} \quad \text{Gl. 18}$$

Durch Einsetzen der von THORSSON & ELIASSON (2003) gemessenen Lufttemperaturen ($T_{Park} = 266,2 \text{ K}$; $T_{Bau} = 270 \text{ K}$) ergibt sich aus Gl. 18 eine maximal mögliche Parkbreezegeschwindigkeit von $u_{PBmax.} = 0,54 \text{ m s}^{-1}$. Diese liegt zwar über der tatsächlich gemessenen ($u = 0,3 \text{ m s}^{-1}$), stellt aber eben auch nur die maximal mögliche Windgeschwindigkeit dar, die bei Berücksichtigung der Rauigkeitselemente aber kaum auftreten kann. Als Bedingung für eine Parkbreeze werden in parkklimatologischen Studien große Temperaturunterschiede zwischen Grünfläche und Stadtkörper, extrem austauscharme Wetterlagen (VON STÜLPNAGEL 1987; THORSSON & ELIASSON 2003), sehr stabile Schichtungen (OKE 1989; THORSSON & ELIASSON 2003) – wie sie von BECKRÖGE (1990) vor allem für die Situation innerhalb und oberhalb der Parkanlage beschrieben werden – offene Randbebauung und geringe Turbulenzen im Übergangsbereich genannt (BURKERT 1992). Eine extrem stabile Schichtung im Park kann gleichzeitig mit einer indifferenten oder labilen Schichtung im Baukörper einhergehen (BECKRÖGE 1990; ELIASSON 1996b). Dabei sind Strahlungswetterlagen Grundvoraussetzung für die Differenzen in der Wärmebilanz der unterschiedlichen Oberflächen (Park, Baukörper) (vgl. Abschn. 3.2.2.1). Es konnte bisher noch nicht geklärt werden konnte, ob die ausstrahlungsbedingte Kaltluft mit ihrer höheren Dichte oder die labil geschichtete und damit aufsteigende Luft im Baukörper die Druckdifferenzen und damit die Ausgleichsströmung verursacht. Möglich ist auch eine Kombination beider Faktoren.

Eine Ermittlung der Kaltluftmächtigkeit bzw. Kaltluftabflussgeschwindigkeit ist bei ebener Topografie mit häufig zur Anwendung kommenden Verfahren nicht durchführbar, weil durch die fehlende Hangneigung die jeweilige Gleichung nicht definiert ist (DEFANT 1933; GROß et al. 1996; VDI 2003)¹⁰. Die genannten Verfahren werden außerdem für mikroskalige Verfahren als nicht-geeignet eingestuft, da sie für mesoskalige Bereiche entwickelt wurden und zum Teil Annahmen für diese beinhalten. Lokale Kaltluft tritt erfahrungsgemäß in Intervallen auf. Bei Kaltluftabflüssen an Hängen – in diesem Fall ist die Gravitation für die Bewegung verantwortlich – wirken Warmlufteinmischungen von oben dem konstanten

¹⁰ Da bei all diesen Berechnungsansätzen die Hangneigung in Grad im Nenner steht, ist die Gleichung bei einer Hangneigung von 0° nicht definiert.

Abfluss entgegen (DEFANT 1933; DEFANT 1949). Auch mesoskalige Windsysteme (z.B. Flurwind – verantwortlich ist hier die Druckgradientkraft) treten, aus den selben Gründen wie die Parkbreeze, im Laufe einer Nacht periodisch auf (HUPFER & KUTTLER 2005): die Parkbreeze kann als eine ähnlich kurzzeitige – in Anlehnung an die Skala innerhalb von Minuten bis Stunden – beobachtbare Strömung beschrieben werden. Dies liegt an einer einfachen funktionalen negativen Rückkopplung: Angetrieben durch die Temperaturdifferenzen zwischen den Gebieten unterschiedlicher Flächennutzung, bewirkt die Mikrozirkulation durch den Transport von Kaltluft eine Verminderung der antreibenden Temperaturdifferenz. Da zum Teil nur geringe Luftmassen beim Auftritt der Parkbreeze bewegt werden, kann davon ausgegangen werden, dass ihre Auftrittsfrequenz größer ist als z.B. bei Flurwinden. Das mehrfache Hintereinander-Auftreten der Parkbreeze ist möglich und bereits nachgewiesen worden (ELIASSON & UPMANIS 2000), OKE (1989) benutzt daher auch den Plural. Bei Vorkommen von Topografie in der Parkmitte und damit einer Neigung in Richtung der Parkränder kann nicht mehr zwischen Gravitationsbedingten und Gradientkraftbedingten Strömungen unterschieden werden (ELIASSON & UPMANIS 2000; NARITA ET AL. 2002; HONJO et al. 2003). HONJO et al. (2003) und NARITA et al. (2002) bezeichnen die Parkbreeze als „Seeping-Out Phenomenon“ (engl., Aussickerungserscheinung). Wirken Hangneigung oder Strömungshindernisse der Parkbreeze nicht entgegen und ist der Park von einem homogen wärmeren Stadtkörper umgeben, tritt sie zentrifugal auf. Die oben genannten Veröffentlichungen kommen daher zu dem Schluss, dass die Luft, welche die verfrachtete Parkluft ersetzt, aus über der Kaltluft liegenden Schichten stammen muss.

Ein Gedankenmodell, aber noch nicht empirisch nachgewiesen, ist eine, meist als konvergent bezeichnete, Ausgleichsströmung in der Höhe. BURKERT (1992) vermutet, dass für die untersten bodennahen Luftmassen nur geringe Bewegungen aufgrund der extrem ($\Gamma > 1 \text{ K m}^{-1}$) stabilen Schichtung möglich sind und benennt die darüber lagernden schwach stabil bis indifferenten Luftmassen als potenzielle Kaltluftströme. THORSSON & ELIASSON (2003) berichten dagegen von einer beobachteten Parkbreeze¹¹ bis in 6 m ü. Gr. und bezeichnen in ihrem einfachen 1,5 dimensional Modell die darüber liegenden Luftmassen bis zum mittleren Dachniveau (20 m ü. Gr.) als jene, die für die Ausgleichsströmung in Frage kommen. OKE (1989) spricht indirekt von wärmeren, über dem Stadtkörper aufgestiegenen oder dort nur erwärmten Luftmassen, die diejenigen im Park ersetzen, indem er auf die höhere Temperatur der neu eingebrachten Luft eingeht, die auch die sich vom Umland unterscheidende Abkühlung erklärte (vgl. Abb. 3, S. 14). In Tokio und Göteborg

¹¹ Da die untersuchte Freifläche nur sehr geringen Grünanteil hat und zum Großteil aus Schotter u. Ä. besteht, nennen die Autorinnen die Strömung Intra Urban Thermal Breeze (IUTB). Da aber dieselben Überlegungen zur Ausbildung dieser stehen, wird im Folgenden – wenn semantisch auch nicht ganz korrekt – weiterhin der Begriff Parkbreeze benutzt.

überschritten die Strömungsgeschwindigkeiten der Parkbreeze, gemessen am Parkrand, nie $0,3 \text{ m s}^{-1}$ (Eliasson & Upmanis 2000; Honjo et al. 2003). Über Dach (20 m. ü. Gr.) wurden gleichzeitig in Tokio im Stadtkörper während der Nachtstunden Windgeschwindigkeiten zwischen $0,3 \text{ m s}^{-1}$ und 2 m s^{-1} gemessen. In Tokio wurden an 18 von 38 Messnächten, in Göteborg an 6 von 17 Messnächten eindeutige Anzeichen für eine Parkbreeze entgegen der Hauptwindrichtung festgestellt.

Unberücksichtigt in empirischen Studien ist bislang der positive Einfluss von turbulenten Strömungen (Mikroskala β) unter autochthonen Bedingungen auf den Austausch zwischen Park und versiegeltem Baukörper. Wichtig bei dahingehenden Überlegungen ist die Unterscheidung der Austauscharmut in der bodennahen Schicht im Park und dem evtl. stattfindenden Austausch direkt über Dachniveau, der an Übergangsbereichen zwischen Bebauung und Freifläche und/oder Vegetation z.B. durch Leewirbel Einfluss auf die bodennahe Situation nimmt. VON STÜLPNAGEL (1987) erwähnt, dass entgegen der Windrichtung Luftmassen nur durch mikroskalige Ausgleichsströmungen oder eben durch Turbulenzen in die Randbebauung verlagert werden können. THORSSON & ELIASSON (2003) sprechen dagegen von einer kompletten Entkopplung der bodennahen von den übergeordneten Strömungen. Schematisch gesehen würde dies einer Entkopplung der Strömung in der UBL – genauer der Mischungsschicht (UML, engl. Urban Mixing Layer) – von der URS, wenn nicht sogar einer Entkopplung des oberen Teils der URS von der UCL entsprechen (Abb. 6, S. 30). Dies ist hinsichtlich der kleinräumig unterschiedlichen Stabilität über Park und Baukörpern jedoch als unwahrscheinlich einzuordnen.

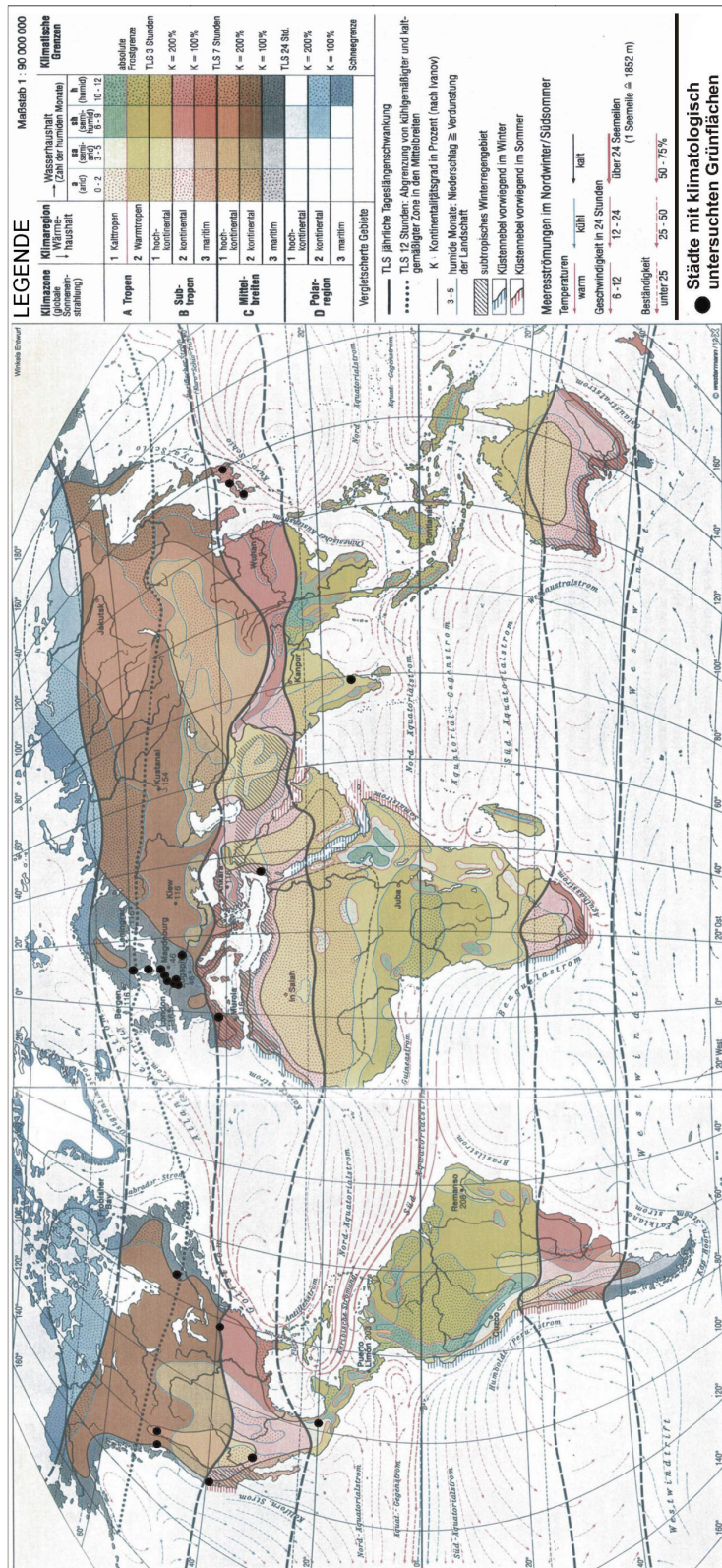
Eine Mitführung oder Verfrachtung von kühlerer Parkluft in die leewärtige Nachbarschaft durch eine übergeordnete Strömung, wie sie in verschiedenen Studien beschrieben wird, stellt keine Parkbreeze dar. Sowohl KNAPP (1998) als auch ELIASSON & UPMANIS (2000) konstatieren, dass bislang noch kein Nachweis für das Zusammenwirken einer mesoskaligen Strömung (Flurwind, Hangwind, etc.) und Parkbreeze erbracht worden, aber auch noch nicht dezidiert untersucht worden ist.

Aufgrund der als äußerst gering angenommenen Druckunterschiede und messtechnischer Schwierigkeiten konnten die Druckgradienten bislang noch nicht direkt gemessen werden. Die gut messbare – da sich relativ stark verändernde – Leitgröße bleibt daher die Lufttemperatur (s.o.).

3.2.4 Empirische Erkenntnisse zur PCI aus Fallstudien zum Parkklima

Karte 1 liefert eine Übersicht über Städte, in denen bisher Fallstudien zu klimatischen Effekten und Wirkungen von Parkanlagen durchgeführt wurden. Die Darstellung ließe sich

durch die Berücksichtigung von nicht in englischer oder deutscher Sprache verfasster Veröffentlichungen noch erweitern (vgl. z.B. Hamada & Mikami 1994). Auf Grundlage dieses umfangreichen Datenmaterials soll in diesem Kapitel aufgezeigt werden, welche parkklimatologischen Erkenntnisse, vor allem zur PCI, bisher gewonnen werden konnten. Auffällig in Karte 1 ist, dass parkklimatologische Studien fast ausschließlich auf der Nordhalbkugel durchgeführt wurden. Darüber hinaus zeigt sich in dieser Karte, dass die Verteilung der Messkampagnen sehr stark von entsprechend speziell ausgerichteten Forschungsgruppen geprägt ist, so dass sich einzelne Cluster selbst erklären.



Karte 1: Aufgrund eines stadtklimatologischen Interesses untersuchte Parkanlagen in ihrer Lage auf der Erde bzw. in den Klimazonen nach LAUER & FRANKENBERG (1987).

Tab. 2 erlaubt einen direkten Vergleich der wichtigsten Forschungsergebnisse aus den erwähnten Studien. Geordnet nach ihrer Grundfläche wird eine Parkanlage, wenn möglich, ihrem Typ nach beschrieben, die Gestaltung ihrer Umgebung aufgelistet und Angaben zu maximaler Ausprägung der PCI, ihrer Reichweite sowie weitere Informationen dargestellt. Im Folgenden soll in Bezug auf Tab. 2 eine Übersicht über diese Erkenntnisse geliefert werden. Trotz standortbedingter, sehr unterschiedlicher Einflüsse des Makroklimas (Karte 1) und der Gestaltung der bebauten Umgebung der Grünfläche ist die Tabelle nach der Größe der Parkanlagen geordnet, um so eventuelle Gemeinsamkeiten und Unterschiede im klimatischem Verhalten der untersuchten Parks aufzeigen zu können. Diese Stadtparks sind geprägt durch unterschiedliche Böden, Vegetationsbestände, Niederschlagsverteilung, Bewässerung etc. Aufgrund genannter unterschiedlicher Voraussetzungen können an dieser Stelle keine allgemeingültigen, monokausalen Ursache-Wirkungsmuster dargestellt werden. Ähnliche Effekte sind trotz verschiedener klimazonaler Lage dennoch häufig festzustellen. Daneben ist die Variabilität der Klimatelemente auch von den Unterschieden zwischen Vegetationsfläche und städtischer Umgebung abhängig.

Tab. 2: Übersicht über Größe, Umgebung, maximale PCI und Reichweite von messbaren Effekten städtischer Grünflächen auf Grundlage der angeführten Quellen.

Größe in ha	Lage [UHI in K]	Park	Gestaltung	Umgebung	[PCI _{max}] K	[Reichweite] m	Sonstiges	Quelle
Grünflächen bis 5 ha								
0,23	Kumamoto [3 tags, 2 nachts]	<i>Izumigaoka</i>	Bäume	Niedrige Gebäude	2,5 Messgang	20		SAITO et al. 1990
0,36 0,39	Tel Aviv	<i>Melitz Garden Borchoy Square</i>	Gärten Grünfl.	Einzelhäuser Wohnblöcke	0,7 6h; 2,9 15h 1,3 9h; 2,9 15h 3 (O am Mittag) Messgang	100	Statistisches Modell r ²	SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000
2,5	Tel Aviv		Gras, wenige niedrige Bäume		-2 (Tags), 0,x (Nachts) Messfahrt, Station		r ² PMV	POTCHTER et al. 2003
2,8	Tel Aviv		hohe Bäume (Kronenschluss)		3 (Tags) Messfahrt, Station			POTCHTER et al. 2003
2,6	Kumamoto (Kyushu) [3 tags, 2 nachts]	<i>Kengung Shrine Shinto</i>	Bäume	Niedrige Gebäude	2,5 (15 Uhr) Messfahrt	50	m Windversatz d. PCI Regression A vs. B	SAITO et al. 1990
3,5	Tel Aviv		mittelhohe Bäume		3 (Tags) Messfahrt, Station			POTCHTER et al. 2003
	Wien	<i>Rathauspark</i>	Gras, Bäume	Stadtzentrum, breite Str.	0,6 Jahresmittel Variable Monatsmittel: Blätterdach wichtig			BÖHM 1998
3,6	Göteborg [4 nachts]	<i>Vasoparken</i>	Gras, Bäume	Block (E&W) Allee (N&S)	0,9 (2-3 h nach SU) Messfahrt	30		UPMANIS et al. 1998
4	Vancouver [6 bei SU]	<i>Prince of Wales Park</i>	Gras bewässert, Sand, Baumrand	Suburbs	s.o. Messfahrt		durch Bewässerung niedrige t _s (tags); geringere Abkühlung (nachts)	SPRONKEN-SMITH & OKE 1998
4,86	Vancouver [6 bei SU]	<i>Trafalgarpark</i>	Gras, Baumrand, teilweise bewässert	Suburbs	5,0 (Nachts) Messfahrt	200 300	Inversion im Park	SPRONKEN-SMITH & OKE 1998

Größe in ha	Lage [UHI in K]	Park	Gestaltung	Umgebung	[PCI _{max}] K	[Reich- weite] m	Sonstiges	Quelle
Grünflächen zwischen 5 ha und 20 ha								
8,7	Berlin	(Kleingärten)	Gärten, Flächen	Häuser Industrie	Bis (Tagesmittel)	0		KLEINLOSEN & FARNY 1987
8,9	Mexiko-Stadt	<i>Francisco Villa</i>		städtisch, hohe Verkehrsdichte	im Gesamtmittel 1,9 K Messfahrt/ -gang, zeitkorrigiert		$\Delta e_{(p=0)} = 1,2 \text{ hPa}$	BARRADAS 1991
9	Tel Aviv	<i>Stadtpark</i>			1,8 (abends); 1,5 (tags)			GIVONI 1998
9,9	Mexiko-Stadt	<i>Luis G. Urbina</i>		Südl. Teil Mexiko-Stadt, hohe Verkehrsdichte	5,5 K (16 h), im Gesamtmittel 2,2 K Messfahrt/-gang, zeitkorrigiert		$\Delta e_{(p=0)} = 1,2 \text{ hPa}$ im Mittel	BARRADAS 1991
10	Göteborg	(Freifläche)	Gravel/asphalt/g rass	Blockbebauung	3,8 (Dez.), 3,2 (Mai)		Parkbreeze = $0,3 \text{ m s}^{-1}$	THORSSON & ELLIASSON 2002
2 - 15	Sacramento	(10 verschiedene, z.B. <i>Orville Wright</i>)		Suburbs, z.T. Bewässerung im Umland	5,4 (Savannenartig & Forst) (nachts) Ca. 2,3 (Gras, bewässert) Messfahrt			SPRONKEN-SMITH & OKE 1998
17,6	Berlin	<i>Stadtpark Steglitz</i>			1,0 (abends)	80 – 140		VON STÜLPNAGEL 1987
20	Valencia	<i>Viveros</i>		Bebauung	2,5; Messfahrt			GOMEZ et al. 1998
Grünflächen zwischen 20 ha und 100 ha								
30	Mainz	<i>Stadtpark</i>		Innenstadt	2,0 (morgens) Messfahrt	< 300 (bewer- tet = 0)		NAUMANN 1981
36	Tama New Town (Großraum Tokio)	<i>Tama Central Park</i>	Bäume, (keine Bewässerung)	Stadtzentrum (N), Wohngebiet (sonstige)	[2,5 (tags)] 0 Uhr: 1,5 9 Uhr: 2,5 12 Uhr: 2,2 14 Uhr: 2	100 700 1000	t_b, e, t_s ; E, SVF Abkühlungs- ursache; Q_H berechn. Monetäre Bewertung	VU et al. 1998; VU et al. 1999
36	Berlin	<i>Friedhof Steglitz</i>		Blockbebauung	4,7 (abends)	50 – 420		VON STÜLPNAGEL 1987
38	Montreal	<i>LaFontaine Park</i>		Blockbebauung	2	300 – 400	Einfluss auf Abfluss	OKE 1989

Größe in ha	Lage [UHI in K]	Park	Gestaltung	Umgebung	[PCI _{max}] K	[Reich- weite] m	Sonstiges	Quelle
Grünflächen zwischen 20 ha und 100 ha (Fortsetzung)								
43,6	Stuttgart	<i>Schlossgarten</i>			1,3 (Jahresmittel) 3,8 (Tagesmittel)	200		KNAPP 1998
50	Ludwigshafen	<i>Herzogsmied</i>			2,5 (4 Uhr)			SEITZ 1975; FEZER 1976
53	Tucson	<i>Reid Park</i>			6,8			SPRONKEN-SMITH 1994
3 – 53	Vancouver	(8 verschiedene)		Suburbs	5,0 (Mischtyp, Nachts); 4,5 (Gras, feucht, tags); mobil		μ Grund für gute Abkühlung	SPRONKEN-SMITH & OKE 1998
58,3	Tokio	<i>Shinjyuku Gyoen</i>	Wald, Rasen, Gärten (keine Bewässerung)	Innerstädtische Bebauung	1,5 Messgang	80 – 90 bis 250	Abkühlungsverlauf in der Vertikalen beschrieben	NARITA et al. 2002; HONJO et al. 2003
75	Osaka	EXPO Gelände (1970)	Mix (Bäume (W) Beton (E))		3 (Nachts – Herbst) Messgang	50 – 200 (abh. von u)	Je höher u, desto kleiner σ der t _q	MIZUNO et al. 1990
80	Kopenhagen	<i>Fælledparken</i>	Gras + Bäume	Block	2,1 (21:54 h) Station 0 (19:45 h)	100	0,3 m/s	ELLASSON & UPMANIS 2000
	Münster	(verschiedene)		Innenstadt	2,8 (mittl. H-Mittel Sommer) Station		PMV quantifiziert	KIESE et al. 1992
Grünflächen über 100 ha								
124	Tokyo	<i>Meiji-shrine/ Yoyogi-park</i>			1,8 (Gras) SA 3,8 (Bäume) 11 h Messgang/Stations n		Inversion über Park, Kaltluftinbruch von oben	HAMADA & MIKAMI 1994; MIKAMI et al. 2002
125	Berlin	<i>Kleingärten Priesterweg</i>	Garten		5,4 (Abends)	250		VON STÜLPNAGEL 1987
156	Göteborg	<i>Slottsskogen</i>	Gras + Bäume	Blockbebauung , suburban im S	6 (Nachts)	1000		ELLASSON 1996
156	Göteborg	<i>Slottsskogen</i>	(s.o.)	(s.o.)	3 (2-3 h nach SU) 2 auf 500 m (Grenze) Messfahrt	1500		UPMANIS et al. 1998
156	Göteborg	<i>Slottsskogen</i>	(s.o.)	(s.o.)	3,3 (17:55 h) Station -2,3 (16:04 h)	250	0,3 m/s	ELLASSON & UPMANIS 2000
190	Hannover	(verschiedene)			2,2			BURKERT 1992

Größe in ha	Lage [UHI in K]	Park	Gestaltung	Umgebung	[PCI _{max}] K	[Reich- weite] m	Sonstiges	Quelle
Grünflächen über 100 ha (Fortsetzung)								
212	Berlin	<i>Tiergarten</i>	Wald/Gras	Innenstadt	4,3 (Abends)	200 - 1300	lecwärtige Verfrachtung	VON STÜLPNAGEL 1987
250	Mannheim/ Ludwigshafen	<i>Luisenpark</i>			3 (4 h)			SEITZ 1975; FEZER 1976
350	New York	<i>Central Park</i>	gemischt	Innenstadt				HERRINGTON 1977
>500	Washington DC	<i>Rock Creek Park</i>	gemischt	Innenstadt Suburbs	3,0 Messfahrt			LEWIS et al. 1971
525	Mexico City	<i>Chapultepec</i>	Mix (Bäume, Zoo, Gras); nicht bewässert	verdichtete Bebauung	4,0 (Trockenzeit) 1,0 (Regenzeit) Stationen, Messfahrt	2000 (eine Parkbrei te)	Konvektionsbewölkun g über Park vermutet. TSP, SO ₂ , O ₃ , rF, lange Zeitreihe für t _i	JAUREGUI 1990
	Madras (Indien)		Bäume/Freifläch en		4 (3 – 7 h) Messfahrt			SUNDERSINGH 1990
	Hannover				2	100 – 500		WILMERS 1988

Verwendete Abkürzungen: rF = relative Feuchte, PMV = predicted mean vote, m = Mischungsverhältnis, t_i = Lufttemperatur, A = Grundfläche, μ = Wärmeindringkoeffizient, Q_H = fühlb. Wärmeflussdichte, u = Windgeschwindigkeit, TSP = Staub bis 100 μm, O₃ = Ozon, SO₂ = Schwefeldioxid

Informationen zur PCI und ggf. zu deren Wirkung auf die Parkumgebungen lassen sich aus allen hier vorgestellten Studien gewinnen. Daher wird im Folgenden zunächst auf Ergebnisse zur Park Cool Island und, wenn möglich, deren Ursachen eingegangen. Im Anschluss daran wird zusammengefasst, zu welchen Fernwirkungen die sich vom Klima der Umgebung unterscheidenden Parks führen. Dabei wird die jeweilige Parkgröße mitberücksichtigt, um eine Abschätzung der Effektivität der Grünflächen tätigen zu können.

3.2.4.1 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen bis 5 ha

Kleinere innerstädtische Grünflächen mit einer Grundfläche bis zu fünf Hektar zeigen sich, den bisherigen Untersuchungen nach, bereits als ausreichend für die Bildung einer Park Cool Island und auch für eine von diesen ausgehende Fernwirkung. Tagsüber (15 h) lassen sich im mediterranen Klima von Tel Aviv im Sommermonatsmittel schon bei vegetationsbestandenen, nicht versiegelten Plätzen unter 1 ha Größe PCI-Effekte von 2,9 K feststellen (Shashua-Bar & Hoffman 2000). Auch bei anderen Untersuchungen (Parkgröße 2,8 ha und 3,5 ha) zeigte sich dort ein PCI-Effekt von bis zu 3 K am Nachmittag (Potchter et al. 2003). Auch im *Kengung Shinto Shrine* (2,6 ha) und im *Izumigaoka Park* (0,23 ha) in Kumamoto, Japan wurde um 15 h eine PCI von 3 K nachgewiesen (SAITO et al. 1990). Als Hauptgrund für die nachmittägliche PCII bis zu 4 K wird bei SPRONKEN-SMITH & OKE (1998) in Vancouver, wie auch bei den zuvor genannten Studien die Beschattung des Untergrundes durch Bäume angeführt. Statistisch kann der Anteil der partiell beschatteten Fläche bis zu 80 % des PCI-Effekts erklären (SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000). Aufgrund der Schattenwirkung wird ein baumbestandener Park mit vorhandenem Kronenschluss nach ermitteltem PMV (vgl. Abschn. 6.2.3) als optimal für mediterrane Klimaverhältnisse beurteilt (POTCHTER et al. 2003). Das Ausbleiben des Abschattungseffekts wird durch zeitweilig auftretende Überwärmung (1-2 K) bei Grasparks trotz Bewässerung deutlich (POTCHTER et al. 2003). Die Bewässerung von kleinen Grünflächen verringert die tägliche Lufttemperaturamplitude aufgrund von Evaporationseffekten, bedingt jedoch gerade dadurch auch den PCI-Effekt. Dies wird in erster Linie durch den Einfluss auf die Oberflächenstrahlungstemperaturen (gemessene Oberflächenstrahlungstemperaturdifferenzen bis zu 20 Kelvin) erklärt, der dann wiederum Einfluss auf die Lufttemperaturen nimmt (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Allgemein wird die PCI-Intensität mit Erhöhung der Hintergrundtemperaturen noch verstärkt (SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000). Die relative Feuchte ist tagsüber aufgrund der niedrigeren Lufttemperaturen in den hier beschriebenen sehr kleinen Grünflächen in der Regel erhöht, der Wasserdampfdruck bzw. das Mischungsverhältnis bleiben in Park und Umgebung auf konstantem Niveau (POTCHTER et al. 2003), wobei in den Parkanlagen erhöhte Feuchtigkeitsgehalte festgestellt werden (SAITO et al. 1990). Bei allen hier aufgeführten Studien wurden tagsüber – unter klarem Himmel bei

sommerlichen Temperaturen – geringe Windgeschwindigkeiten (bis 2 m s^{-1}) gemessen. Die beschriebene nachmittägliche PCI kann zu Wirkungen über die Grenzen der Grünfläche hinaus reichen. Ein messbarer Einfluss (noch vorhandene Temperaturdifferenz) auf die Lufttemperatur im Baukörper reicht bei kleinen Parkanlagen maximal so weit wie ihre Kantenlänge (SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000). Dies wird vor allem durch eine Mitführung der kühleren Parkluftmassen nach Luv bedingt (SAITO et al. 1990).

BÖHM (1998) hat im Wiener *Rathauspark* (Savannentyp mit versiegelten Wegen) über 44 Jahre im langjährigen Mittel (Datenbasis: Monatsmitteltemperaturen) eine PCI von 0,6 K gegenüber einer Station des unmittelbar angrenzenden Stadtzentrums festgestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Monate der Vegetationsperiode für diesen Effekt ausschlaggebend sind. Als Hauptgrund für die Beobachtung wird, wie in den oben zitierten Studien das dann vorhandene, abschattende Blätterdach der Bäume genannt (BÖHM 1998).

Bei Sonnenuntergang und im Verlauf der Nacht treten weitere, bzw. andere Parkeffekte auf. In mediterranen Klimaten verringern sich zum Teil die PCI-Intensitäten auf 0,5 – 1,2 K, wobei sich hier aber auch in bewässerten Grasparks deutliche PCIs ausbilden können (POTCHTER et al. 2003). In gemäßigten Klimaten zeigt sich eine intensivere PCI während der Nachtstunden (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Die maximalen PCII lagen zwischen 0,9 K und bis zu 5 K. Es liegen für die kleineren Parks bis 5 ha Grundfläche Temperaturdaten aus Ludwigshafen, Göteborg und Vancouver vor (SEITZ 1975; FEZER 1976; SPRONKEN-SMITH & OKE 1998; UPMANIS ET AL. 1998). Wann während der Nacht die maximale PCI erreicht wird, ist, wie bei größeren Anlagen, vor allem von deren Gestaltung abhängig, wobei im *Prince of Wales Park* in Vancouver nachgewiesen wurde, dass die Abkühlung über trockenen Flächen schneller verläuft als über bewässerten (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Der messbare Fernwirkungsradius erstreckt sich im *Vasaparken* (Göteborg, 3,6 ha) auf 30 m und beim *Trafalgarpark* (Vancouver, 4,9 ha) auf 150 m. Auch während der Nacht sind Mitführungseffekte der Kaltluft nach Lee feststellbar (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998; UPMANIS et al. 1998). Diese Effekte treten dann auf, wenn sich gleichzeitig eine städtische Wärmeinsel ausbildet, in Vancouver betrug diese bis zu 5 K (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998).

3.2.4.2 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen bis 20 ha

Zu Grünanlagen mit Grundflächen zwischen 5 ha und 20 ha wurden bislang nur wenige Ergebnisse veröffentlicht. Es zeigen sich ähnliche Lufttemperaturdifferenzen – sowohl tags als auch nachts – wie bei den kleinsten städtischen Grünflächen. Von extremen Temperaturdifferenzen bis zu 5 K wird allerdings nicht berichtet. Jedoch kann das Tagesmittel der PCII bis zu 2,5 K erreichen, z.B. in einer 8,7 ha großen, überwiegend bewässerten Kleingartenanlage (20 % der Grundfläche versiegelt) (KLEINLOSEN & FARNY

1987). Von Fernwirkungen während des Tages wird nicht berichtet. In einem weiter nicht näher beschriebenen Park in Israel mit abschattender Baumvegetation (9 ha, quadratisch) betrug die PCII am Tage 1,5 K und erreichte am frühen Abend mit 1,8 K ihr Maximum (GIVONI 1972 nach GIVONI 1998). SPRONKEN-SMITH & OKE (1998) ermittelten bei relativ niedrig bewachsenen, aber bewässerten städtischen Grünflächen im subtropisch-arid geprägten Sacramento ebenfalls maximale PCI-Intensitäten während der Tagstunden (2,4 K). Am intensivsten zeigt sich die Ausbildung der PCI jedoch auch bei Grünflächen dieser Größe während der Nachtstunden. Auf Grundlage von Messfahrten durch das Stadtgebiet Valencias wurden dort in Winternächten Temperaturabsenkungen in Grünanlagen (minimale Größe 20 ha) von bis zu 2,5 K gemessen (GOMEZ et al. 1998). Abendliche PCI-Intensitäten bezifferten sich in Berlin beim Stadtpark Steglitz auf 1 K. Je nach Windsituation resultiert daraus eine Reichweite der Abkühlung in den Baukörper zwischen 50 m und 420 m. Auf einer Schotterfreifläche in Göteborg (10 ha) lag die maximale Temperaturdifferenz zwischen Freifläche und Umgebung in ausgewählten Messnächten im Mittel bei 2,1 K (THORSSON & ELIASSON 2003). Eine IUTB (Parkbreeze von einer Schotterfläche ausgehend) (vgl. Abschn. 3.2.3) und damit eine deutlich lufttemperaturabsenkende Fernwirkung geht in Nordeuropa auf solchen Flächen offenbar nur in Winternächten mit Schneebedeckung, sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten und daraus resultierenden sehr stabilen Schichtungen ($Ri > 1$) über der Freifläche einher. Hinsichtlich des Wasserdampfgehalts zeigen Messergebnisse aus Mexiko, dass auch in dieser Größenklasse (Untersuchungsfläche 8,9 ha und 9,9 ha) aufgrund der erhöhten Evapotranspiration die Dampfdrücke beim 1,4-fachen bzw. 1,3-fachen der städtischen Umgebung liegen (BARRADAS 1991).

3.2.4.3 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen bis 100 ha

Mehrere Studien verschiedener Autoren helfen, das Verhalten von unterschiedlichen Parkanlagen zwischen 20 ha und 100 ha Größe – relativ gesichert – beschreiben zu können. Auch bei diesen Grünflächen werden PCIs am Tage festgestellt. Als maximale PCI zeigt sich diese im japanischen Sommer im *Tama Central Park* (36 ha; PCII = 2,5 K), sowie im bewaldeten Teil des *Shinjuku Gyoen* (Tokio; 58,3 ha) (VU et al. 1998; NARITA et al. 2002; HONJO et al. 2003). Wiederum werden für dieses Phänomen die Heraufsetzung der Energieumsatzfläche in das Baumkronenniveau und die dadurch bedingte Abschattung für die niedrigen Parktemperaturen angeführt (VU et al. 1998). Bei bewässerten Parkanlagen spielt dagegen die durch höhere Windgeschwindigkeiten erhöhte Evapotranspiration die entscheidende Rolle; so herrschten in Sacramento während des Messzeitraums Windgeschwindigkeiten bis zu $4,9 \text{ m s}^{-1}$ (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Allgemeingültig muss verzeichnet werden, dass die einfallenden Strahlungsenergieflussdichten, die erhöhte Evapotranspiration in der Grünfläche sowie die (unterschiedlich) hohe anthropogene

Wärmeproduktion ausschlaggebend für die Ausbildung einer PCI am Tage bei Grünflächen bis 100 ha sind (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998; VU et al. 1998). Mitführungseffekte und damit eine räumlich begrenzte Fernwirkung der niedrigeren Parklufttemperaturen auf die Umgebungstemperatur sind ebenfalls beschrieben, sind aber sehr stark standortabhängig bzw. windgeschwindigkeitsabhängig; in Tokio wurde ein Mitführungseffekt durch den vorherrschenden Wind ermittelt, der sich aber auf 250 m begrenzte, was nicht einmal der Kantenlänge des *Shinjyuku Gyoen* entspricht (NARITA et al. 2002; HONJO et al. 2003). Durch relativ hohe Windgeschwindigkeiten ($u=7 \text{ m s}^{-1}$ im Dachniveau) während der Messungen im *Tama Central Park* stellte sich ein Mitführungseffekt ein, der 700 m bis 1000 m weit messbar war (VU et al. 1998). In Sacramento stand eine evtl. Mitführung nicht im Forschungsinteresse.

Bei einzelnen Messkampagnen (Mainz [*Stadtpark*, 30 ha], Tama New Town) wird über das Erreichen der maximalen PCII in den frühen Vormittagsstunden (9 h) berichtet (NAUMANN 1981; VU et al. 1998). Dies ist auf unterschiedliche Erwärmungsraten in Grünfläche und Baukörper sowie eine geringe Wiederholung von Messfahrten über den Tag bzw. die Nacht zurückzuführen. Generell wird bei Sonnenuntergang eine starke Zunahme beim Wachstum der PCI verzeichnet, so dass z.B. in Kopenhagen etwa bereits eine Stunde nach Sonnenuntergang die PCII im *Fælledparken* (80 ha) bis auf 2,1 K anwachsen kann (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998; ELIASSON & UPMANIS 2000). OKE (1989) stellte eine PCI von 2 K bis 2,5 K im *La Fontaine Park* (Montreal, 38 ha) zwei bis drei Stunden nach Sonnenuntergang fest. Aufgrund der guten Ausstrahlungsmöglichkeiten bei offenen Grasparks wird häufig die maximale PCI kurz vor Sonnenaufgang erreicht, so z.B. im Stuttgarter *Schlossgarten* (43,5 ha; $PCImax = 5,5 \text{ K}$) und in unterschiedlichen Münsteraner Grünanlagen (Rasenfläche: 2,2 K bzw. baumbestanden: 1,8 K) (Kiese et al. 1992; Knapp 1998). Die höchste gemessene PCI trat im subtropisch-ariden Tucson auf. Der bewässerte, savannenartig gestaltete *Reid Park* (53 ha) verursachte bei geringen Windgeschwindigkeiten eine PCII von bis zu 6,8 K (Spronken-Smith 1994). Auch KLEINLOSEN & FARNY (1987) registrierten in einer 30 ha großen Grünanlage in Berlin eine nicht näher bezifferte PCI. In Sacramento erreichte die maximale PCII 5,4 K. In Suita City, Osaka, wurden innerhalb einer Expo-Fläche ähnliche Temperaturdifferenzen zwischen den unterschiedlichen Flächennutzungen gefunden (3 K) (Mizuno et al. 1990). Mitführungseffekte durch den übergeordneten Wind wurden in Mainz (300 m), Montreal (200 – 300 m) und Stuttgart (300 m) beobachtet (NAUMANN 1981; OKE 1989; KNAPP 1998). In Münster wird eine Beeinflussung der Umgebungstemperaturen durch die Grünflächen von den Autoren ausgeschlossen, dies aber nicht nachgewiesen. Eine Kaltluftverfrachtung aus dem Park und damit Fernwirkung durch eine Parkbreeze wurde in Tokio und Kopenhagen nachgewiesen (ELIASSON & UPMANIS 2000; HONJO et al. 2003). Allerdings wird in Tokio in einer anderen Studie auch die Möglichkeit des dort möglichen Kaltluftabflusses angesprochen, der eine Reichweite von 90 m haben kann. Dies wurde aber

auch in Nächten beobachtet, in denen keine PCI gemessen wurde (NARITA et al. 2002). Sowohl Wind- als auch Temperaturmessungen in 1,3 m und 5,95 m über Grund zeigen, dass die Kaltluftproduktion in Grünflächen, je nach Wetterlage, entweder zuerst vom Boden oder zuerst vom Baumkronenniveau ausgehen kann. Die Windgeschwindigkeiten in den Parkstationen (Kaltluftfluss) lagen dabei bei maximal $0,3 \text{ m s}^{-1}$ und oberhalb des Dachniveaus des Stadtkörpers (20,2 m ü. Gr.) zwischen $0,6 \text{ m s}^{-1}$ und $1,2 \text{ m s}^{-1}$ (HONJO et al. 2003). Als ausschlaggebend für die effektivere Temperaturabsenkung in der Grünfläche wird bei den untersuchten nicht bewässerten Parks der geringe Wärmeeindringkoeffizient, bei den untersuchten bewässerten die von der herrschenden Windgeschwindigkeit stark abhängige Evapotranspiration angesehen (KLEINLOSEN & FARNY 1987; SPRONKEN-SMITH 1994; SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Dies gilt auch bei leicht unterschiedlichen Himmelssichtfaktoren in den Grünanlagen. Eine Beeinflussung des Wasserdampfgehalts wurde nur bei sehr intensiver Bewässerung oder richtigen Waldbeständen festgestellt (KLEINLOSEN & FARNY 1987; KIESE 1995). In den Studien wird außerdem darauf eingegangen, dass die klimatischen Fernwirkungseffekte zur Reduktion des Energieverbrauchs durch Klimaanlage und damit zu volkswirtschaftlichen Kosteneinsparungen beitragen können (VU et al. 1998). Zusätzlich sei die Aufgabe der Grünflächen bei der Interzeption und Wasserspeicherung vor allem im Falle von Starkniederschlägen betont (OKE 1989).

3.2.4.4 Erkenntnisse von städtischen Grünflächen über 100 ha

Große innerstädtische Grünflächen über 100 ha haben für die Stadtklimatologie sehr eindeutige Ergebnisse geliefert. Auch wenn diese nicht besonders häufig in Stadtzentren zu finden sind (vgl. Abschn. 5), liegen gut dokumentierte wissenschaftliche Ergebnisse vor. Tagsüber wurde lediglich im japanischen *Meiji Shrine/Yoyogi Park* (Tokio, 124 ha) eine deutliche PCI nachgewiesen, die in bewaldeten Gebieten sowohl bei einstrahlungsreichen Witterungsbedingungen als auch bei Bewölkung mit 3,8 K sehr ausgeprägt sein kann (HAMADA & MIKAMI 1994). Über offenen Grasflächen war die PCII dagegen mit 0,7 K am geringsten (ebd.). Im mexikanischen *Chapultepec Park* (525 ha) stellte JAUREGUI (1990) zur Mittagszeit an einer nicht horizonteingeschränkten Messstelle eine Übertemperatur gegenüber der Umgebung von fast 3 K fest. Auch hier werden gleichzeitig aber Hinweise auf die tatsächlich mögliche gefühlte Entlastung bzw. Temperaturreduktion für den menschlichen Organismus gegeben, die die Abschattung der direkten Einstrahlung durch die Baumkronen bedingt ist.

Über PCIs während der Nachtstunden wird sowohl aus Europa als auch der übrigen Welt berichtet: In den Abendstunden wurde bei austauscharmen Strahlungswetterlagen in den Kleingartenanlagen am Priesterweg (Berlin, 125 ha) eine PCII von 5,4 K, im *Tiergarten* (212

ha) eine PCII von 4,3 K gemessen (VON STÜLPNAGEL 1987). Der 250 ha große *Luisenpark* in Ludwigshafen bildete als Nachtmaximum eine PCI von 3 K aus (SEITZ 1975; FEZER 1976). Im Londoner *Hyde Park* hat CHANDLER (1965) unter relativ windreichen Bedingungen bei sommerlicher Strahlungswetterlage eine nächtliche PCII von 1,7 K registriert. Im häufiger klimatologisch untersuchten *Slottsskogen* (156 ha, Savannentyp) in Göteborg sind Temperaturdifferenzen zwischen Park und Baukörper bis zu 6 K nachgewiesen worden (UPMANIS ET AL. 1998); in den meisten Fällen rangiert die PCI aber bei einer ähnlichen Temperaturdifferenz wie die UHI (4 K) (ELIASSON 1996b). Bei Sonnenaufgang schwächt sich die PCI unter den während der Messungen herrschenden Strahlungswetterlagen meist bis auf 3 K ab (UPMANIS ET AL. 1998). Über offenen Grasflächen wurde im *Yoyogi Park* ebenfalls die höchste Intensität der PCI (1,8 K) in der Nacht gemessen (HAMADA & MIKAMI 1994; MIKAMI et al. 2002). Die PCI schwächt sich dort nachts in den bewaldeten Gebieten auf 2 K ab (ebd.). Die nicht bewässerte, einzelne Gebäude beherbergende und savannenartig gestaltete Grünfläche des *Chapultepec Park* bildet im Monatsmittel während der Trockenzeit (April) bei Sonnenaufgang eine PCI-Intensität von 4 K aus (Jauregui 1990). Während der Regenzeit (Juli) geht dieser Wert auf 1 K zurück.

HERRINGTON (1977) berichtet von PCIs in New York (*Central Park*) und San Francisco (*Gateway Park*).

SUNDERSINGH (1990) hat im Rahmen gesamtstädtischer Klimauntersuchungen in Madras, Indien, PCI-Effekte unter windruhigen Strahlungswetterlagen feststellen können. Die untersuchte Parkanlage ist savannenartig geprägt. Anfang Februar wurde hier bei Sonnenaufgang eine maximale PCI von 4 K gemessen. Betrachtet man jedoch nur die unmittelbare Umgebung der Grünfläche und nicht einen beliebigen Punkt im Stadtgebiet, so handelt es sich lediglich um eine Temperaturreduktion von ca. 1 K. In London konnten keine Dampfdruckdifferenzen zwischen Park und Stadtkörper festgestellt werden (CHANDLER 1965). Differenzen bei der relativen Luftfeuchtigkeit konnte dagegen vor allem in Mexiko festgestellt werden, wo die Parkwerte 35 % höher lagen, als die Messwerte in der städtischen Nachbarschaft. Dies lässt sich genau wie in Madras (5 % Differenz) auf die niedrigeren Lufttemperaturen in der Grünanlage zurückführen, genauere Untersuchungen zur Luftfeuchtigkeit sind aber in beiden Fällen nicht ausgeführt worden (JAUREGUI 1990; SUNDERSINGH 1990). JAUREGUI (1990) begründet die größeren Erwärmungsraten der Luft im Park bei Sonnenaufgang mit den kleineren Wärmeeindringkoeffizienten der Unterlage. Damit wird auch das spätere Erreichen des Temperaturmaximums im Baukörper erklärt. Außerdem zeigen Messergebnisse von 1956, im Vergleich zu den aus 1984 stammenden Daten, dass damals kumulativ höhere Abkühlungsbeträge registriert wurden, was wiederum durch die damals weniger stark ausgeprägte Dunstglocke und damit ungestörtere Ausstrahlung erklärt wird (ebd.). Hinsichtlich der Auswirkungen der niedrigeren Parktemperaturen auf die Umgebung sind auch bei den Parkanlagen Effekte nachgewiesen

worden. Der *Tiergarten* in Berlin kann seine Umgebung (leewärtig) in bis zu 1,3 km Entfernung beeinflussen. In Hannover wurden für verschiedene Grünflächen – je nach Bebauungsform in der Umgebung – Temperaturzunahmen zwischen $0,014 \text{ K } 10 \text{ m}^{-1}$ und $0,57 \text{ K } 10 \text{ m}^{-1}$ festgestellt, die maximal 150 m weit reichten (BURKERT 1992). Für den *Slottsskogen* in Göteborg wurden Reichweiten zwischen 1 km und 1,5 km nachgewiesen, wobei die horizontale Temperaturänderung bei Sonnenuntergang bis zu 2 K (sonst 1 K) pro 500 m betrug (ELIASSON 1996b; UPMANIS et al. 1998). Der 525 ha große Park in Mexiko Stadt wirkte sich etwa 2 km weit auf die Lufttemperaturen im Baukörper aus, was in diesem extremen Fall der Kantenlänge der Grünanlage entspricht (JAUREGUI 1990). Zu zwei verschiedenen Messterminen im Juli bei $1,5 \text{ m s}^{-1}$ bzw. 2 m s^{-1} und Nord- bzw. Südwinden wurde im *Yoyogi Park* eine nicht näher bestimmte Verfrachtung kühlerer Parkluft in den Stadtkörper nachgewiesen, und zwar auch entgegen der Windrichtung. Dabei wurde während der Nachtstunden eine Inversion festgestellt, die die dreifache mittlere Baumhöhe erreichte ($z \leq 60 \text{ m}$). Die darüber festzustellende isotherme Schicht (unterhalb einer weiteren Inversion) wird als mögliches Resultat von Absinkprozessen in die Grünfläche vermutet. Über der Stadt ist dagegen keine Inversionsschichtung festgestellt worden (HAMADA & MIKAMI 1994; MIKAMI et al. 2002). Die genannten Autoren vermuten aufgrund der Messergebnisse eine Abschwächung der UHI durch die Parkanlage. Bei den Untersuchungen im *Slottsskogen* und im oben genannten *Fælledparken* (Kopenhagen) konnten ebenfalls bei insgesamt 21 Messnächten siebenmal eine Parkbreeze und dreimal Ansätze dieser festgestellt werden. Zur Untersuchung wurden hier Rauchkerzen eingesetzt. Dabei lag der mittlere Bedeckungsgrad bei etwa $\frac{1}{8}$ und die mittlere Windgeschwindigkeit außerhalb der Stadt bei $2,3 \text{ m s}^{-1}$ (ELIASSON & UPMANIS 2000).

Der **Auftrittszeitpunkt der maximalen Park Cool Island** wird nicht in allen Parktypen zum selben Zeitpunkt erreicht, wie verschiedene Untersuchungen gezeigt haben. Dennoch können einzelne Ausbildungsmuster unabhängig von der Größe der Parkanlage beschrieben werden. Ausschlaggebend ist nicht nur der Parktyp, sondern auch die Wasserhöffigkeit im Park, die durch Bewässerung künstlich beeinflusst werden kann. Eine Strahlungswetterlage (vgl. Abschn. 7.3.3) lässt die Intensität der PCI über Gras grundsätzlich in der Nacht ansteigen, wohingegen die Lufttemperaturen in bewaldeten Grünflächen aufgrund der Energieumsatzfläche an den Baumkronen weniger stark beeinflusst werden (HAMADA & MIKAMI 1994). Bei kultivierten suburbanen Parkanlagen mit Baum- und Strauchclustern in gemäßigten Klimaten (Bsp. Vancouver) wird das Maximum der PCI-Intensität kurz nach Sonnenuntergang erreicht. Die PCI kann dann im weiteren Nachtverlauf aufgrund der dann auch im Baukörper stärkeren Ausstrahlung wieder leicht abnehmen, ihr Maximum aber – je nach Gestaltung – durch die größere kumulative Abkühlung gegen Sonnenaufgang wieder

erreichen (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). In diesen Parks sind im Vergleich sehr hohe PCI gemessen worden. Bei guter Wasserverfügbarkeit (z.B. künstliche Bewässerung) kommt es bei Parkanlagen, die durch Krautschicht und Baumgruppen geprägt sind, in oben genannten Klimaten durch Schattenwirkung und Verdunstung zu einem Maximum der PCI am Nachmittag. Ein sekundäres Maximum wird wiederum gegen Sonnenaufgang erreicht, da sich bei großen Himmelssichtfaktoren hohe Ausstrahlungsflussdichten im Park einstellen können (ebd.). Bei offenen Grasparks wird erwartungsgemäß das Maximum bei Sonnenaufgang erreicht, nachdem ein schnelles Wachstum bei Sonnenuntergang eingesetzt hat (ebd.). In mediterranen Klimaten treten die maximalen Intensitäten der PCI ebenfalls am Tage auf, so auch in Parks mit gemischter Vegetation, unterschiedlicher Vegetationshöhe und intensiver Bewässerung (z.B. in Sacramento). Allgemein gilt, dass höhere Windgeschwindigkeiten die Evapotranspiration verstärken und diesen Effekt sowohl tags als auch nachts verstärken (ebd.). Bei savannenartigen und eher durch Bäume geprägten und nicht bewässerten Parks kommt es in solchen Klimaten zu der maximalen Ausbildung der PCI in der Nacht (vgl. oben). Ausschlaggebender für die Abkühlung scheinen weniger ein evtl. verringerter SVF als die guten Abkühlungseigenschaften der natürlichen Materialien der Grünfläche zu sein (SPRONKEN-SMITH & OKE 1998). Je trockener, weniger baumbestanden und weniger durch Winde beeinflusst eine Grünfläche hier ist, desto größere Abkühlungsraten können allgemein nach Sonnenuntergang entstehen, so dass bis Sonnenaufgang die größten PCIs entstehen können (ebd.).

3.2.4.5 Erkenntnisse aus Modellierungen von innerstädtischen Parks

Neben den beschriebenen Fallstudien sind einige numerische Simulationen zur Feststellung eines PCI-Effekts durchgeführt worden. Einerseits können dadurch lufthygienische und klimatische Bewertungen mit Hilfe von Ergebnissen aus Simulationen für Planzustände gewonnen werden (Bruse & Fleer 1998; Bruse 2000), andererseits werden die PCI und ihre Fernwirkung für exemplarische oder extreme Situationen modelliert (HONJO & TAKAKURA 1991; DIMOUDI & NIKOLOPOULOU 2003).

HONJO & TAKAKURA (1991) kamen mit einem zweidimensionalen thermodynamischen Modell und einer Anfangs-PCI von 4 K und Windgeschwindigkeiten von 4 m s^{-1} zu dem Ergebnis, dass bei kleinen Parkanlagen von 300 m Länge in 2 m ü. Gr. temperaturabsenkende Effekte im Lee der Parkanlage bis zu 450 m weit nachzuweisen sind. Weiter zeigen sie, dass die dicht hintereinander stattfindende Anordnung kleiner Parkanlagen auf den Stadtkörper wirkungsvoller zu sein scheint, als der Bau größerer Anlagen. Die Ergebnisse sind, wenn auch weniger intensiv, in 6 m ü. Gr. ähnlich ausgefallen. Mit einer Windkanalstudie stehen die Simulationsresultate in guter Übereinstimmung. Die simulierte PCI in einer Höhe von 10 m

ü. Gr. zeichnete sich durch noch geringere Temperaturdifferenzen aus (HONJO & TAKAKURA 1991).

Allein den Abkühlungseffekt durch Evapotranspiration berücksichtigend, wurde mittels eines einfachen dreidimensionalen CFD-Modells (engl., computational fluid dynamics) der Effekt einer Parkanlage in einem homogenen Häuserblock bei mediterranen Bedingungen berechnet. Als einziger Antrieb für die Verdunstung wurde die Globalstrahlung verwendet. Hierbei wurde ein orthogonal zu den Häuserfronten gerichteter, sehr geringer Austausch ($<1 \text{ m s}^{-1}$) angenommen. Leewärts der sehr kleinen Grünfläche (100 m^2) wurde eine Temperaturabsenkung ermittelt. Darüber hinaus konnte festgestellt werden, dass je 100 m^2 Größenzunahme des Parks ca. 1 K Temperaturabnahme zu erwarten ist. Außerdem wurde grob ermittelt, dass eine Vergrößerung des Grünflächenanteils (um 10 %) am Stadtkörper zu einer Temperaturreduktion (ca. 0,8 K) unter den angegebenen Umständen führen kann (DIMOUDI & NIKOLOPOULOU 2003).

THORSSON & ELIASSON (2003) stellen einen Vergleich mit Messungen und einem einfachen 1,5 dimensional Modell zur Simulation einer Parkbreeze an und kommen mit den Messergebnissen überein. Sie berücksichtigen in ihrem Modell jedoch als Antrieb allein die PCI und die angenommenen Schichtdicken des bodennahen Zirkulationssystems in der UCL. In Essen wurde im Rahmen des BUGS-Projekts (benefits of urban green spaces) bei einer Messkampagne (13.09.; 22 h Ortszeit) eine PCI von bis zu 3 K festgestellt. In der anschließenden numerischen Simulation konnte dies nicht nachvollzogen werden, da das Modell ausschließlich die Verfrachtung der Luftmassen durch die übergeordnete Windrichtung ($0,5 \text{ m s}^{-1}$ in 10 m ü. Gr.) und nicht durch etwaige Kaltluftabflüsse oder Parkbreezes darstellen konnte (LAHME & BRUSE 2003).

OKE (1989) zeigt die Ergebnisse von MCELROY (1970), in denen auf mesoskaliger Ebene ca. 1 km breite Grüngürtel, die das Innenstadtklimatop einschließen, eine Temperaturreduktion sowohl in die Horizontale (x-Komponente) als auch in die Vertikale (z-Komponente) bewirken. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe eines zweidimensionalen numerischen Modells ermittelt. Der Vergleich eines Modelllaufs ohne und eines mit Grünanlagen zeigt deren Wirksamkeit. Die beschriebenen Wirkungen treten aber auch hier wiederum nur leewärtig der Grünfläche auf, also aufgrund der Verfrachtung durch die übergeordnete Windbewegung.

3.2.4.6 Erkenntnisse zur Energiebilanz städtischer Grünflächen

SPRONKEN-SMITH & OKE (1999) haben unter Laborbedingungen ein physikalisches Modell eines urbanen Parks und seiner unmittelbaren Umgebung im Maßstab 1:625 benutzt, um festzustellen, wie groß der relative Anteil von Wärmeleitungsprozessen an der nächtlichen Abkühlung einer Parkanlage ist, und welche raum-zeitlichen Unterschiede hinsichtlich der

Oberflächenstrahlungstemperatur zu beobachten sind. Vorteil dieser Methode ist die Möglichkeit der kontrollierten Veränderung eines Parameters bei konstanthalten aller anderen oder auch die kombinierte, aber gezielte Veränderung unterschiedlicher Parameter unter Laborbedingungen. Konvektiver Austausch wurde durch eine räumlich sehr kleine Modellatmosphäre unterbunden, also als Wärmetransportbeitrag ausgeschlossen. Die Temperaturdifferenzen zwischen Oberfläche und Himmel orientierten sich an realen Werten ($\Delta t = 40 \text{ K}$), so dass realistische langwellige Strahlungsflussdichten auftraten. Verwendet wurden Materialien, deren Wärmeeindringkoeffizient (μ) bekannt ist. Die Evapotranspiration (ET) spielt im Modell für Abkühlungsprozesse keine Rolle; einerseits ist der turbulente Austausch nahezu unterbunden, andererseits wurde angenommen, dass die Stomata während des Untersuchungszeitraums (nachts) geschlossen sind. Die Autoren vermuten aber, dass durch ET während der Tagstunden Δt_{u-p} verringert wird, bzw. sich bereits dann schon eine PCI ausbildet, so dass dieser Zustand maßgeblich bestimmt, ob es in der Nacht zur Ausbildung einer PCI kommt. Eine Erhöhung von μ durch Erhöhung des Wassergehalts des Bodens verlangsamte den nächtlichen Abkühlungsprozess der Parkanlage bzw. ergab sogar niedrigere Abkühlungsraten für den Park als für die Umgebung, so dass sich die PCI verkleinerte oder negativ wurde. Die verbleibenden Einflussgrößen, die die Abkühlungsraten bedingen, wurden durch unterschiedliche Modellkonfigurationen untersucht. Diese sind die Horizonteinschränkung, ausgedrückt durch den Sky View Faktor (Ψ) und die Unterschiede in den thermalen Eigenschaften der Materialien, ausgedrückt durch μ . Untersucht wurden zwei Parkflächen, die in der Realität einer Größe von 1,6 ha und 5 ha entsprächen, also eher kleine Gebiete. Je größer $\Delta\mu$ zwischen Park und Bebauung war, desto intensiver war das Wachstum der PCI im Modell bei offenen Parkanlagen.

Allgemein kann bei solchen Parks ausgesagt werden: je größer Ψ (nimmt in Richtung Parkmitte zu) im Park ist, desto größer ist auch das Abkühlungspotential der Fläche. Bäume verringerten die (durchschnittlichen) Sky View Faktoren in den Parkanlagen. Je größer die SVF waren, desto größeres PCI-Wachstum wurde auch beobachtet. Für die Ausbildung eines Kaltluftpolsters wird eine Kantenlänge des Parks notwendig, die mindestens der zweifachen Gebäudehöhe am Grünflächenrand entspricht, da sonst der sog. Thermal-Edge-Effect überwiegt, also eine Auskühlung wegen zu großer Horizonteinschränkung nicht ausreichend stattfindet. Allerdings sind die absoluten PCIs bei genannten Veränderungen sehr stark von denen bei Sonnenuntergang abhängig. Diese treten im Modell nur bei der Benutzung von Baumclustern im Park auf. Grund hierfür sind die großen Flächen-zu-Volumen Verhältnisse bei kleinem SVF.

Die Aussagen, die aus dieser Modellierung gewonnen wurden, sind demnach: Ein großes $\Delta\mu$ sowie ein großes $\Delta\Psi$ zwischen Stadtkörper und Park begünstigen das Wachstum der PCI während der Nachtstunden, wobei mit gewisser Unsicherheit gesagt werden kann, dass der Einfluss des Wassergehalts im Boden und der Pflanzen ausschlaggebender für die Erhöhung

von μ als für die der ET ist. Konkrete Aussagen aus den Modellierungsergebnissen sind jedoch nur begrenzt auf reale Parks anwendbar, da einerseits die Tagesbedingungen nicht hinreichend simuliert wurden, andererseits Skalierungsprobleme bei der Wärmeemission an senkrechten Flächen und bei der Evapotranspiration auftraten (SPRONKEN-SMITH & OKE 1999).

Genauere Untersuchungen des *Orville Wright Parks* (vgl. Tab. 2, S. 49) in Sacramento zeigen, dass sowohl der mikroskalige Leading-Edge- (oder: Fetch-) Effekt als auch der Oaseneffekt in bewässerten Parks – bzw. solchen mit guter Wasserverfügbarkeit – auftritt, wenn die Luft- und Oberflächentemperaturen in dessen Umgebung erhöht sind (SPRONKEN-SMITH et al. 2000). Die Energiebilanz für so eine Oberfläche kann durch Gl. 4 ausgedrückt werden. In dem nachts bewässerten Park sind Q^* und Q_B standardmäßig erfasst und Q_E direkt durch Minilysimeter bestimmt worden. Q_H wurde residual bestimmt. In einer zweiten Messkampagne wurde unter ähnlichen Bedingungen Q_H durch die Eddy-Korrelation-Methode bestimmt. Die beiden Werte stimmten hinreichend genau überein. Der Term Q_{adv} bezeichnet die durch Advektion auftretende Energieflussdichte und ist nicht separat messbar. Da er aber in der Realität durch Q_H und Q_E beschrieben ist, begründet er ein Verhältnis von

$$\frac{Q_H + Q_E}{Q^* - Q_B} > 1 \quad \text{Gl. 19}$$

was unter nicht turbulenten, austauschlosen Bedingungen nicht möglich ist (Spronken-Smith et al. 2000). Durch Mikroadvektion (Mikroskala γ) von relativ großem Q_H aus dem Stadtkörper und einem resultierendem großen vertikalen Dampfdruckgefälle nahe der Oberfläche kommt es am Parkrand zu einem starken Übersteigen von Q_E gegenüber Q^* . Dieser Effekt wird als Leading-Edge-Effekt bezeichnet. Weiter leewärts (parkeinwärts) dominiert Q_E nicht mehr so stark, liegt aber immer noch über der potentiellen Verdunstung (Priestley & Taylor 1972). Dies wird allgemein als Oaseneffekt bezeichnet. Dieser Effekt begründet das in Gl. 19 genannte Verhältnis in der – nicht nur in bodennahen Höhen (hier $> 1,3$ m ü. Gr.) – im Park auftretenden Advektion von Energie aus der mikroskalig (α) überwärmten urbanen Umgebung. Zusätzlich zum Leading-Edge-Effekt tritt also noch der Oaseneffekt im *Orville Wright Park* auf.

Diese Phänomene werden bei autochthonen Bedingungen nachmittags nachgewiesen, dauern z. T. auch bis nach SU (bis ca. 22 h Ortszeit) an und liegen hinsichtlich ihrer absoluten Werte von $120 - 240 \text{ W m}^{-2}$ höher als die potentielle Verdunstung nach PRIESTLEY & TAYLOR (1972).

Beim Auftritt der beschriebenen Effekte ändert sich gleichzeitig die Richtung von Q_H in Richtung Erdoberfläche; dies wird in den Messungen dadurch bestätigt, dass die

Parkoberflächentemperatur unter die Werte der dort vorherrschenden Lufttemperatur sinkt und sich somit eine Inversion ausbildet. In der Konsequenz ist β negativ. Q_E ist in der Parkanlage gegenüber der Umgebung sowohl ausschließlich am Tage als auch im Tagesschnitt erheblich erhöht (3-fach gegenüber dem suburbanen Raum bzw. 1,3-fach gegenüber einem bewässerten Feld im Umland).

Diese Aussagen sind nur bedingt übertragbar. Keine Gültigkeit besitzen sie für Parks, die entweder nicht bewässert (also begrenzt im Wasserdargebot) und/oder nicht in einer ähnlich überwärmten Umgebung situiert sind.

3.2.5 Erkenntnisse statistisch-parkklimatologischer Analysen

Verschiedene Erkenntnisse aus der Park- bzw. Grünflächenklimatologie sind in Fallstudien durch unterschiedliche statistische Analysen nachgewiesen worden. Im Folgenden soll kurz auf diese Ergebnisse eingegangen werden, um die Allgemeingültigkeit bzw. Singularität der Analysen bewerten zu können.

Zur Erklärung von PCI-Effekten am Tage sind lediglich zwei Studien mit statistischer Auswertung durchgeführt worden; 70 % der Varianz der Lufttemperatur begrünter (bzw. baumbestandener) Flächen konnten in Tel-Aviv durch zwei Faktoren erklärt werden: zum einen durch die Größe des Anteils der Fläche, die beschattet war und zum anderen durch die Lufttemperatur der Umgebung (SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000). Dies scheint vor allem für einstrahlungsreiche Klimate zu gelten, wie folgende Ergebnisse zeigen.

Mit Hilfe einer linearen Regression durch alle vorliegenden Daten wurde für einen komplett durch Bäume beschatteten Ort ein durchschnittlicher Abkühlungseffekt von 3,23 K ermittelt. Für Tagsituationen haben SAITO et al. (1990) in Kumamoto mit derselben Methode eine Abkühlung unter Vegetation von 3,2 K ermittelt.

Je höher die Lufttemperatur der Umgebung, desto intensiver ist die PCI. Dies gilt vor allem ca. drei Stunden nach Sonnenaufgang und drei Stunden vor Sonnenuntergang. Alle Korrelationen sind als hoch signifikant bezeichnet (SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000).

Für die, wie in Abschn. 3.2.4 gezeigt, häufiger auftretende PCI während der Nachtstunden geht aus verschiedenen Studien hervor, dass für ihre Ausbildung vor allem die Flächennutzung bzw. -gestaltung und die Windgeschwindigkeiten ausschlaggebend sind. Obwohl hohe lineare Abhängigkeiten einzelner Klimaparameter (v. a. eigenständige Abkühlungsrate der Grünfläche, Minimumtemperatur, städtische Überwärmung) vom versiegelten Flächenanteil bestehen, können wegen der meist heterogenen Gestaltung von Städten keine Angaben zum nötigen Grünflächenmindestanteil gemacht werden (Zimmermann 1984). Dass urbane Grünflächen sich aber gegenüber typisch städtischen

Flächennutzungen (Innenstadt, Wohnblock, sonstige Bebauung) auch bei unterschiedlichen Wetterlagen und Witterungsbedingungen (berücksichtigt wurden Bedeckung und Windgeschwindigkeit) unterscheiden, wurde im Rahmen einer Langzeitstudie über 18 Monate (Grundgesamtheit: 30 Messstationen) mit 95 prozentiger Signifikanz nachgewiesen (ELIASSON & SVENSSON 2003). Mittels multipler Regressionsanalyse konnte in kleinerem Maßstab gezeigt werden, dass die Lufttemperaturen sowohl über unversiegelten (Rasen, Wald) als auch über versiegelten (Asphalt, Gebäudenutzung) Flächen sehr stark durch die luvseitig (Einflussbereich: Halbkreis) herrschende Lufttemperatur und damit durch die Flächennutzung der Umgebung beeinflusst wird (MIZUNO et al. 1990). Der größte Einfluss ging von Flächen im Nahbereich (50 m – 200 m vom Messpunkt) aus, allerdings ist mit Abnahme der Windgeschwindigkeit dieser Umgebungseinfluss weniger stark ausschlaggebend, weil die Standardabweichung der gemessenen Lufttemperatur steigt, je geringer die Windgeschwindigkeit ist. Für Windgeschwindigkeiten von $< 1 \text{ m s}^{-1}$, unter denen z.B. eine Parkbreeze auftreten kann, liegen jedoch keine Ergebnisse vor (ebd.). Die sehr kleinräumige Veränderung der Lufttemperaturen vom Zentrum des Park ausgehend in die bebaute Umgebung hinein ist, einer durchgeführten Hauptkomponentenanalyse zufolge, primär von der Entfernung von der Parkgrenze abhängig. 86 % der Lufttemperaturvariation werden durch diese Komponente erklärt (UPMANIS & CHEN 1999). Das Ausmaß der Temperaturdifferenz zwischen Grünfläche und Stadtkörper kann unterdessen am ehesten mit der mittleren nächtlichen Windgeschwindigkeit und einem Bewölkungsindex (Wolkenart, Bedeckungsgrad) erklärt werden. Sowohl die örtliche Verteilung der Lufttemperaturvariation als auch die PCI-Intensität werden, wie bei MIZUNO et al. (1990) bereits berichtet, außerdem durch die Windrichtung und damit die luvseitige Flächennutzung beeinflusst (UPMANIS & CHEN 1999). Geringer Einfluss auf die PCII geht außerdem von den Bodentemperaturen und der Dampfdruckdifferenz zwischen Park und Stadtkörper aus. Allerdings kann der Einfluss aller genannten Parameter im Laufe der Nacht variieren, die aufgeführte Wertung ist für den Zeitpunkt der maximalen PCI (zwei bis drei Stunden nach Sonnenuntergang) gültig (ebd.). Dies ist besonders interessant, weil beim Auftritt einer Parkbreeze die Intensität der PCI im Mittel höher zu sein scheint (Signifikanzniveau des Ergebnisses bei 95 %), als bei Nicht-Auftreten (ELIASSON & UPMANIS 2000). Im Umkehrschluss bedeutet dies eine höhere Auftrittswahrscheinlichkeit der Ausgleichszirkulation bei großen PCI-Intensitäten. Während ausstrahlungsreicher Nächte konnte ebenfalls eine klare Abhängigkeit ($r^2 = 0,84$) der Überwärmung des Stadtkörpers gegenüber einer nur schwach versiegelten, aber nicht bewachsenen Freifläche nachgewiesen werden (ELIASSON 1996a). In Ergänzung zu den Ergebnissen von MIZUNO et al. (1990) konnte ELIASSON (1996a) bei Windgeschwindigkeiten auf der Freifläche (10 m ü. Gr.) von $u \leq 1,5 \text{ m s}^{-1}$ maximale signifikante Temperaturdifferenzen messen, so dass bei schwachem Austausch die Flächennutzung vor Ort ausschlaggebend ist für die herrschende Lufttemperatur. Dass die die PCI-Intensität

stärker beeinflussende Variable die Windgeschwindigkeit und nicht der Bedeckungsgrad ist, wird bei UPMANIS & CHEN (1999) nachgewiesen. SPRONKEN-SMITH (1994) bestätigt diese Ergebnisse für aridere Klimate, obgleich ihre Resultate nicht statistisch gesichert werden konnten.

Trotz dieser sich z.T. bestätigenden Ergebnisse von statistischen Untersuchungen zu Parkanlagen, ist es nicht möglich, allgemeingültige Aussagen zu formulieren. Aufgrund der unterschiedlichen Stadtgestaltung, makroklimatischen und Witterungsbedingungen muss jede Parkanlage separat bewertet werden. Die dargestellten statistisch abgesicherten Ergebnisse lassen jedoch in Verbindung mit den in den vorangegangenen Abschnitten dargestellten Erkenntnissen allgemeine Schlüsse zu den Ausbildungstendenzen einer PCI zu, die sich für eine erste klimatologische Analyse auch auf andere Parkanlagen anwenden lassen.

3.2.6 Luftqualität und städtische Grünflächen

Bereits 1661 wies John EVELYN auf die lufthygienische Wichtigkeit von Parks hin. Einerseits stellen sie Zonen in der Stadt dar, von denen im Normalfall keine Emissionen ausgehen, andererseits nehmen sie eine Filterfunktion ein (ebd. in CHANDLER 1965). Auch die aktuelle wissenschaftliche Literatur kommt zu dem Resümee, dass Parkanlagen in Städten wichtige Quellen von Frisch- und/oder Kaltluft sein können, wobei aber auch von ihnen stadtklimatisch nicht wünschenswerte Emissionen (biogene, flüchtige Kohlenwasserstoffe, engl. biogenic volatile organic compounds – BVOC) ausgehen können (z.B. MAYER et al. 1994; MCPHERSON 1994; THORSSON et al. 2004). Grünflächen wurden bisweilen auch als „urbane Lungen“ (z.B. CHANDLER 1965) bezeichnet, wobei der Gaswechsel der Pflanzen, wie auch die Deposition lediglich ausschlaggebend für die Luftqualität des Parks und seiner näheren Umgebung sind, nicht für die gesamte Stadt. So sind z.B. signifikant positive Auswirkungen auf die Luftqualität bisher nur in der Grünfläche selbst und maximal in deren Randbereich gemessen worden (z.B. HUD international 1973 in GIVONI 1991; WEBER et al. 2004).

Das kleinräumige Strömungsfeld entscheidet maßgeblich darüber, wie groß die Auswirkungen von Emissionen, aber auch von im Vergleich zur durchschnittlichen Stadtluft weniger belasteten Luftmassen (z.B. aus Grünanlagen) auf ihre Umgebung sind. Einerseits hat der Grund- und Aufriss von Gebäuden und anderen Objekten um die Grünfläche herum maßgeblichen Einfluss auf die dortigen Spurenstoffkonzentrationen. Konzentrationen (z.B. von CO) sind, je nach Lage, in einer Straßenschlucht um bis zu 80 % variabel (SCAPERDAS & COLVILE 1999). Andererseits gilt diese Variabilität genauso für Strömungsfelder innerhalb der Parkanlagen. In der Grünfläche sind daher die Prozesse der Immission und Transmission von

Luftbeimengungen auf die Luftqualität von entscheidender Bedeutung, bei Einzelsubstanzen spielt auch die Emission von biogenen Substanzen eine Rolle (s. Abschn. 3.2.6.3). Während der Transmission werden einzelne Spurenstoffe verteilt und verdünnt, zusätzlich findet aber auch eine Reaktion untereinander statt (vgl. z.B. MAYER 1999).

Städtische Grünflächen sind aber nicht nur wegen ihrer isoliert betrachteten Eigenwirkung für die Luftqualität in Städten wichtig. Wenn sie in Verbindung mit breiten Straßen, Flüssen oder weiteren Grünflächen ein Netzwerk innerhalb des heterogenen Baukörpers bilden und ungehinderter Austausch mit der Umlandluft möglich ist, handelt es sich bei entsprechender Gestaltung auch um Luftleitbahnen (LLB). Diese dienen zur Belüftung der Städte mit weniger belasteten, aus der Umgebung der Stadt stammenden Luftmassen. „*Stadtklimarelevante LLB sind [geometrisch sinnvoll angeordnete] Freiflächen, die aufgrund von niedriger aerodynamischer Oberflächenrauigkeit, d.h. eines geringen Strömungswiderstandes, den Transport von Luftmassen aus dem Umland in die Stadt, insbesondere bei austauscharmen Wetterlagen, nicht beeinträchtigen*“ (MAYER et al. 1994, S. 265). Parks können aufgrund ihrer Eigenschaften und Nutzung Frischluft- und Kaltluftbahn zugleich sein, sie sind nicht nur Ventilationsbahn. Dazu sollten Grünflächen mit Luftleitbahnfunktion aber niedrige Vegetationshöhen aufweisen, um die Rauigkeit nicht übermäßig zu erhöhen und damit einen Luftaustausch zu verhindern (MAYER et al. 1994).

3.2.6.1 Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Organismen

Die Auswirkungen der Luftinhaltsstoffe auf die (Park-) Vegetation und den Menschen sind vielfältig und unterscheiden sich je nach Spurenstoffkonzentration bzw. Wechsel- und kumulativer Wirkung der einzelnen Luftbeimengungen.

Bekannte Pflanzenschäden in urbanen Parks erstrecken sich von der Schädigung durch hohe SO_2 -Konzentrationen und dem damit verbundenen „sauren Regen“ bis hin zu Wachstumsstörungen durch über längere Zeiträume andauernde hohe Ozonkonzentrationen (z.B. GUDERIAN & STRATMANN 1968; GUDERIAN 1977; GUDERIAN & BECKER 1985; SMITH 1990; KUTTLER & JOCHIMSEN 1994). Die Exposition der Pflanzen gegenüber Ozon und anderen Photooxidantien führt zu unterschiedlichen Schädigungen an der Pflanze, die im Extremfall bis zur Bildung von Nekrosen reichen können (LARCHER 2001). Da allerdings komplexe Zusammenhänge von Atmosphäre, Hydrosphäre und Pedosphäre sowie deren anthropogene Modifikation in städtischen Ökosystemen bestehen, sind viele Pflanzenschäden nicht allein auf die Wirkung von Luftbeimengungen, sondern auf eine Kombination der Veränderungen der genannten Teilsysteme zurückzuführen.

Dass O_3 ein das städtische Ökosystem stark beeinflussendes Gas ist, zeigt eine New Yorker Studie, die die Auswirkungen städtischer Überwärmung und die – durch anthropogene Spurenstofffreisetzung (kurzfristige Ozonsenken) stark modifizierte – Ozonkonzentration auf das Pflanzenwachstum untersucht (GREGG et al. 2003). Eine stärkere Zunahme von

Biomasse im Zentrum konnte gegenüber dem Umland nicht auf meteorologische Parameter (z.B. urbane Wärmeinsel), sondern primär auf die verminderte Konzentration bodennahen Ozons in der Stadt zurückgeführt werden. Ursache dafür wiederum sind vor allem die hohen NO-Konzentrationen (ebd.). Ähnliche unerwartete Effekte zeigten sich aufgrund erhöhter Konzentrationen von Schadgasen im Stadtkörper, die größere Photosyntheseraten in der Stadt gegenüber dem Umland begründen können; da die Spurenstoffe eine Disfunktion der stomatären Leitfähigkeit verursachen, kann eine erhöhte Aufnahme von NO₂ stattfinden, was schließlich zur erhöhten Photosyntheserate führen kann (TAKAGI & GYOKUSEN 2004).

Neben den aus Spurenstoffbelastungen resultierenden sekundären Schädigungen für die menschliche Gesellschaft in der Stadt, sind auch eine Reihe von primären Auswirkungen der Luftbeimengungen auf den menschlichen bzw. tierischen Organismus bekannt. Dazu zählen z.B. Atemwegserkrankungen und Krebs, deren Risiko durch die Existenz und Nutzung von Grünanlagen herabgesetzt werden kann. So haben z.B. NIELSEN et al. (1996) in einer Berechnung, die auf realen Messwerten beruht, festgestellt, dass das Lungenkrebsrisiko eines Menschen bei einem insgesamt einjährigen Aufenthalt in einem Park im Vergleich zu einer Straßenschlucht um mehr als den Faktor drei verringert wird. Grund sind die durchschnittlich niedrigeren Konzentrationen von anthropogenen flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (engl., anthropogenic volatile organic compounds; AVOC). Es existieren auch Ansätze, den monetären Wert der positiven lufthygienischen Wirkungen von Grünflächen zu berechnen, auf die hier jedoch nicht näher eingegangen wird (MCPHERSON & NOWAK 1993).

3.2.6.2 Bewertung der Konzentrationen der Luftinhaltsstoffe in der Stadtatmosphäre

Für die Immission von Luftbeimengungen sind auf internationaler und nationaler Ebene sowohl auf den menschlichen Organismus bezogene als auch auf Pflanzen bezogene Konzentrationswerte ermittelt worden, die zur Bewertung der Luftqualität herangezogen werden (BAUMBACH 1994; LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2004A; LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2004B; HUPFER & KUTTLER 2005). Unterschiedliche Zwecke wie Vorbeugung, Schutz von Risikogruppen oder Gesundheitsschutz werden dabei durch verschiedene Schwellwerte zum Ausdruck gebracht, wobei die aus dem Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) und der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) in Deutschland verbindlich sind. In den meisten Fällen folgen die Verordnungen Vorgaben aus EU-Rahmenrichtlinien. Eine Übersicht über diese Bewertungsmaßstäbe ausgewählter atmosphärischer Spurenstoffe (SO₂, TSP, NO₂, NO, O₃, CO, BTX, Ruß) liefert z.B. STRASSBURGER (2004).

Darüber hinaus werden wirkungsunabhängige Luftbelastungsindizes und wirkungsbezogene Luftqualitätsindizes herangezogen, um den Einfluss unterschiedlicher Luftschadstoffe integrierend zu bewerten. Auf einer mehrstufigen (Ordinal-) Skala können so leicht transportierbare Informationen z.B. für die Bevölkerung oder die Stadt- und Regionalplanung geliefert werden (MAYER ET AL. 2002; MAYER et al. 2003a). Wirkungsunabhängige Indizes, wie beispielsweise die von MAYER et al. (2002) vorgestellten jahresbezogenen, ursprünglich für die Raumplanung entwickelten, Luftbelastungsindizes LBI_1 und LBI_2 sowie der tagesbezogene Luftbelastungsindex LBI_{BW} werden durch die Addition der mit Schwellwerten oder Überschreitungshäufigkeiten normierten Messwertkonzentrationen ermittelt. Der wirkungsbezogene tägliche Luftqualitätsindex (engl.: Daily Air Quality Index, DAQx) differenziert dagegen jede einzelne Eingangskomponentenkonzentration in sechs Klassen. Der DAQx-Wert ist allein abhängig von der jeweils höchsten Indexklasse – also der die Luft höchst belastenden Substanz – wobei die Angabe des ausschlaggebenden und des jeweils nächst relevanten DAQx-Wert aufweisenden Spurenstoffs empfohlen wird (MAYER et al. 2002; MAYER et al. 2003a).

3.2.6.3 Ozonbildungspotenzial städtischer Vegetation

Hinsichtlich der einzelnen verschiedenen Schadstoffe sind heutzutage vor allem die den Sommersmog bedingenden, aber auch Aerosolpartikeln ($< 10 \mu m$, $< 2,5 \mu m$) und kanzerogene Substanzen ins angewandte Forschungsinteresse geraten. Vor allem spielen in innerstädtischen Parkanlagen hohe Ozon- und Peroxyacetylnitrat (PAN) -konzentrationen gerade in Schönwetterperioden eine besondere Rolle. Deren Wirkungen widersprechen anderen – positiven – Aspekten zur Nutzung von Grünflächen und schränken im Maximalfall die Nutzungsmöglichkeit der Anlage durch die Bevölkerung ein (STRASSBURGER & KUTTLER 1998).

Die Ozonkonzentrationen korrelieren, vor allem bei windschwachen Strahlungswetterlagen, positiv mit dem NO_2/NO -Verhältnis, der Lufttemperatur und mit der Intensität der UV-Strahlung und treten daher meist in einer insgesamt trockenen Atmosphäre auf (ELLIS et al. 2000). Alle drei Parameter sind in Verbindung mit der Austauschsituation die ausschlaggebenden Größen für die gemessenen O_3 -Konzentrationen. Außerdem bedingen niedrigere Lufttemperaturen allgemein abnehmende luftchemische Reaktionsraten (TAHA et al. 1997; YANG et al. 2005).

Das NO_2/NO -Verhältnis wird nicht nur durch die Emission der Stickoxide, sondern auch durch die Konzentration von flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (VOC) in der Atmosphäre und deren Reaktivität mit Hydroxylradikalen (OH) bestimmt, welche zur Zunahme der troposphärischen Ozonkonzentrationen beiträgt (STRASSBURGER 2004; z.B. HUPFER & KUTTLER 2005). Das Ozonbildungspotenzial eines VOC kann durch die maximale

inkrementelle Reaktivität (MIR) ausgedrückt werden, die die mögliche Ozonbildung in g pro emittiertem g VOC angibt. Dabei wird davon ausgegangen, dass weder durch meteorologische Bedingungen noch durch Mangel an NO_x Beschränkungen entstehen (CARTER 1994). Isopren hat eine MIR von $9,1 \text{ g g}^{-1}$, für typische Monoterpene liegt sie bei $3,3 \text{ g g}^{-1}$. Diese sind die stadtklimatisch relevantesten biogenen flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (BVOC). Für exemplarische AVOC liegen die MIR bei $0,42 \text{ g g}^{-1}$ (Benzol), $2,7 \text{ g g}^{-1}$ (Toluol) bzw. $8,2 \text{ g g}^{-1}$ (m-Xylol) (ebd.). Obwohl die Konzentration von AVOC in der Atmosphäre gerade in Ballungsräumen meist wesentlich höher liegt als von BVOC, sind letztere gerade im Zusammenhang mit innerstädtischen Grünanlagen nicht zu vernachlässigen; aufgrund einer wesentlich höheren Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten der BVOC mit OH-Radikalen, können die biogenen Emissionen von großer Bedeutung für die lokale Ozonbildung sein¹² (vgl. z.B. CARTER 1994; GUDERIAN 2000A; STRASSBURGER 2004).

Bei einer lufthygienischen Beurteilung von Grünflächen muss daher in Betracht gezogen werden, dass die Emissionsraten von biogenen Ozonvorläufersubstanzen (Isopren, Monoterpene) bestimmter Pflanzenarten besonders hoch sind und sich diese Emission mit der Blattflächendichte pro Grundfläche erhöht (BENJAMIN & WINER 1998).

Die oben angesprochenen Konzentrationen der BVOC (z.B. Monoterpene und Isopren) durch Vegetation (SMITH 1990) sind in Städten daher auch in Zusammenhang mit der Erhöhung dieser Emissionen durch den urbanen Wärmeinseleffekt zu betrachten (TAHA et al. 1997). Bei einer geringen regionalen Albedoerhöhung (0,15) und einer damit verbundenen Temperaturabsenkung schätzen TAHA et al. (1997) die gemittelte Ozonkonzentrationsabnahme auf bis zu 34 ppb in Stadtzentren oder anderen Ozonhotspots. Unsicherheit herrscht noch über die Emissionszeiten und -intensitäten einzelner Arten. Es kann nur mit bedingter Sicherheit – vor allem für europäische Spezies – ausgesagt werden, dass Monoterpene sowohl tags als auch nachts, Isopren jedoch nur tags von den meisten Pflanzen emittiert werden (BENJAMIN & WINER 1998). Ursache ist die nahezu singuläre Abhängigkeit der Monoterpenemission von der Luft-/Blattoberflächentemperatur, bzw. die kombinierte Abhängigkeit der Isoprenemission von der Temperaturhöhe sowie der Strahlungsintensität der PAR (BENJAMIN & WINER 1998; STRASSBURGER 2004). Zusammengefasst ist also das lokale Klima mindestens genau so ausschlaggebend, wie die Emission von Spurenstoffen für die Intensität der Luftbelastung (CROXFORD et al. 1996).

Nach TAHA et al. (1997) können die Emissionsraten der Pflanzen als niedrig bezeichnet werden, wenn diese bei bis zu $2 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (μg [Isopren] pro g [Blatttrockenmasse] pro h) Isopren bzw. $1 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ Monoterpenen liegen. Die entsprechenden mittelhohen Grenzwerte liegen hiernach bei $4 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ für Isopren und $2 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ für Monoterpene. Als hoch gelten

¹² Die Reaktionsgeschwindigkeitskonstante von Isopren ist um das 82-fache gegenüber Benzol, das 17-fache gegenüber Toluol und das 4,3-fache gegenüber m-Xylol erhöht.

Emissionsraten von bis zu $20 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ bzw. $5 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Durch Multiplikation der Emissionsrate der BVOC mit der (Trocken-) Blattbiomasse der untersuchten Bäume und der MIR kann die maximal mögliche biogene Emission einer Parkfläche abgeschätzt werden (YANG et al. 2005). Je mehr (Blatttrocken-) Biomasse also ein Individuum bzw. eine Subspezies ausbildet, desto mehr ist die Ozonbildung gefördert (BENJAMIN & WINER 1998). Es werden für die Stadtplanung daher gering emittierende Pflanzen empfohlen (TAHA et al. 1997; STURMAN 1998; BENJAMIN & WINER 1998; KUTTLER 2004b).

Neben den lokalen photochemischen Reaktionen und der mesoskaligen Advektion von troposphärischem Ozon kann auch der interkontinentale Ferntransport bis zu 33% und die Einmischung aus der Stratosphäre bis zu 20 % der Hintergrundkonzentrationen auf dem europäischen Kontinent ausmachen (DERWENT et al. 2004)

3.2.6.4 Positive lufthygienische Effekte urbaner Vegetation:

Deposition

Während die Aufnahme von Spurenstoffen durch die Stomata nur bei Öffnung derselbigen stattfindet, was – unter Berücksichtigungen der Stressfaktoren (Hitze, Trockenheit, Schadgase, etc.) – fast ausschließlich tagsüber der Fall ist (vgl. Abschn. 3.2.6.5) (JONES 1992; MCPHERSON & NOWAK 1993), werden Partikeln durch den Prozess der Deposition in innerstädtischen Grünanlagen über 24 h am Tag ausgefiltert.

Deposition ist neben der Reaktion eines Spurenstoffs mit anderen Luftbeimengungen ein weiterer lufthygienisch wirksamer Prozess. Besonders effektiv findet Deposition an städtischer Vegetation im Allgemeinen und damit auch in Parkanlagen im Speziellen statt. Deposition selbst ist ein Stofffluss. In dieser Arbeit wird der Begriff, wie allgemein üblich, als Synonym für die spezifische Deposition (also die Stoffflussdichte, F) verwendet. Diese ist definiert als

$$F = m \, t^{-1} \, A^{-1} \quad \text{Gl. 20}$$

mit der Masse m in kg, der Zeit t in s und der Fläche A in m^2 (Möller 2003). Folglich nimmt sie zu, je mehr Oberflächen (Boden + Blattflächen) in einem Gebiet zu finden sind (SHAW & BIBLE 1996). Nach MCPHERSON & NOWAK (1993) errechnet sie sich in der Luftqualitätsforschung für Spurenstoffe aus dem Produkt der typischen, in empirischen Studien ermittelten Depositionsgeschwindigkeit (v_d in cm s^{-1}) und der gemessenen Konzentration des Stoffs (k (meist) in $\mu\text{g m}^{-3}$):

$$F = v_d \, k \quad \text{Gl. 21}$$

Die physikalischen Prinzipien, denen Deposition unterliegt, benennt MÖLLER (2003). Bei der trockenen Deposition ist dies die Sedimentation durch Schwerkraft, die Sorption an der (Erd-) Oberfläche, sowie die Impaktion an Oberflächen beim Durch- und Umströmen von Hindernissen. Die Filterfähigkeit steigt nach Gl. 20 mit dem Anstieg der Blattbedeckung pro Grundfläche; daher weisen Bäume eine bessere Wirkung auf als Büsche bzw. Gras. Zu dichte Bestände können dagegen das Eindringen der belasteten Luftmassen wiederum behindern (GIVONI 1991). Je nach aerodynamischem Durchmesser können besonders kleine Partikeln nicht sedimentieren und verhalten sich bei der Deposition wie Gase (SMITH 1990) oder unterliegen z.B. elektrostatischen Kräften. Der Prozess der nassen Deposition erfolgt ebenfalls durch Sorption und Impaktion, allerdings ausschließlich an Hydrometeoren, die wiederum sedimentieren (MÖLLER 2003).

An der effektiv vergrößerten Oberfläche des Kronenraums und der sonstigen Vegetationsbestandteile können bei Advektion und Absinkbewegungen in die Grünfläche z.B. Aerosole durch Trocken- und Nassdeposition gebunden werden (WILMERS 1978; MÖLLER 2003). Bei normaler Anströmung werden grobe Partikeln von den begrenzenden Pflanzenelementen der Parkanlage durch die abrupte Absenkung der Strömungsgeschwindigkeit zuerst herausgefiltert, die Deposition der feineren Partikeln findet erst anschließend, nach Überwindung des Hindernisses statt (GIVONI 1991). Es kommt zu einer Art Gittereffekt bei der Sedimentation sowohl durch das über- und durchströmte Gras, als auch durch das Blattwerk der Büsche und Bäume (GIVONI 1991). Für Rasenflächen konnte beispielsweise schon früh im Vergleich zu einer Glasscheibe eine um das drei- bis sechsfache erhöhte Sedimentation von Stäuben¹³ festgestellt werden (HENNEBO 1955). Es wird folglich von einer effektiven Filterung von PM_{10} durch Bäume gesprochen, die aber in den meisten Fällen – bedingt z.B. durch einen hohen Schwermetallanteil – gleichzeitig zu einer starken Schädigung der Pflanzen führt (Beckett et al. 1998). Auch für die sonstige trockene Deposition ist eine Windgeschwindigkeitsabsenkung förderlich, da durch die Verminderung des Austauschkoeffizienten die Verweildauer erhöht und damit die Impaktion und Sorption an den Pflanzenteilen gewährleistet sind (HENNEBO 1955). Weil kritische Luftbelastungssituationen vor allem bei austauscharmen Wetterlagen wegen gehemmter Transmission und Verdünnung auftreten, erhalten die beschriebenen Wirkungen der Parkanlage folglich besondere Bedeutung.

Eine gute Belüftung führt wegen ihrer Verdünnungsfunktion in der mikroskaligen (γ) Betrachtung andererseits auch zu geringeren Spurenstoffkonzentrationen, wie Messungen

¹³ Die Korngrößenfraktion wurde hinsichtlich ihres aerodynamischen Durchmessers nicht näher definiert.

(NO_x, O₃) an mehreren Standorten auf einer 0,17 ha großen teilweise baumbestandenen städtischen Freifläche zeigen (MATZARAKIS & STREILING 2004). Messungen im Zentrum Londons beispielsweise (fünf verschiedene Verkehrsstationen) zeigen für die Leitsubstanz Kohlenmonoxid die eindeutige Abhängigkeit der Spurenstoffkonzentration von der Windgeschwindigkeit; problematische Konzentrationen durch verminderte Verdünnungswirkung in der Straßenschlucht zeigen sich ausschließlich bei niedrigem bzw. ausbleibendem Austausch (CROXFORD et al. 1996). Daher muss der unüberlegte bzw. zu massive Einsatz von Straßenbäumen zur lufthygienischen Wohlfahrtsfunktion für die sich im Straßenraum aufhaltenden Organismen bei schlechten Belüftungsverhältnissen kritisch bewertet werden (GIVONI 1998; BRUSE 2003b). Allerdings ist auch für das städtische Grün in Straßenschluchten die Filterfunktion von Partikeln als nicht vernachlässigbar einzustufen; für eine mit Bäumen gesäumte Straße wurde in Kalifornien eine Reduktion von $7 \cdot 10^6$ Staubpartikeln pro m³ Luft ermittelt (siehe ¹³) (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1992).

Stickoxide und Ozon werden vor allem durch Sorption auf den Blattoberflächen aufgenommen werden (TAHA et al. 1997), Gleichzeitig können SO₂ und NO₂ ebenso durch Wasser auf der Blattoberfläche gelöst werden. Bei feuchten Blättern ist daher die Filterwirkung bis um das zehnfache erhöht (MCPHERSON & NOWAK 1993). Eine ausführliche Übersicht zur Deposition von Aromaten an Nadelbäumen liefert z.B. HELLSTRÖM (2003).

Nach der Deposition auf Vegetationsteilen kommt es dort reibungs-, niederschlags-, schwerkraft- und auch laubfallbedingt, meist nur zu einer Zwischenlagerung der festen und flüssigen Spurenstoffe. Der Boden ist dagegen die letztendliche Senke für diese Spurenstoffe (SMITH 1990). Durch die laminare Grenzschicht an der Pflanzenoberfläche (MCPHERSON & NOWAK 1993) und die sich z.B. im Grasbestand ausbildende mikroskalige (γ) Roughness Sublayer (ROTACH 1999) kommt es ohne Fremdeinwirkung kaum zur Wiederaufwirbelung. Dies gilt vor allem für Partikeln $< 30 \mu\text{m}$, die an der Blattgrenzschicht gut haften bleiben (MCPHERSON & NOWAK 1993), so dass die auch im Rahmen chemischer, physikalischer und biologischer Verwitterung stattfindenden Prozesse verantwortlich sind für die Aufnahme deponierter Stoffe in Pedos- und Biosphäre. Ein Luftreinigungswert ist jedoch nicht quantifizierbar, da die Bestimmung durch die vielen Eingangsvariablen sehr unsicher ist; alternativ werden, wie oben beschrieben, Depositionsraten bestimmt (z.B. MCPHERSON & NOWAK 1993).

3.2.6.5 Positive lufthygienische Effekte urbaner Vegetation: metabolische Prozesse

Von einer Aufnahme von Luftbeimengungen durch Vegetation ist auszugehen (SMITH 1990; MÖLLER 2003). Der Gaswechsel der Pflanzen bedingt ein Eindringen der Spurengase durch die Spaltöffnungen in den Blattinnenraum und ein daran anschließendes Eindringen in den interzellularen Raum. So nutzen einige Spezies geringe Anteile des bodennahen Ozons sowie des Schwefeldioxids für ihren Stoffwechsel (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1992). Ozon und Stickstoffdioxid können durch Respiration auch nachts in geringem Maße aufgenommen werden (MCPHERSON & NOWAK 1993). Die Aufnahme von Spurengasen (vor allem NO_2) kann aber ebenfalls durch die Cuticula der Pflanzen in das Innere der Blätter gelangen. Spätestens dort können sie in Lösung gehen mit evtl. vorhandenem Wasser (Säurenbildung) oder mit den inneren Blattoberflächen reagieren (SMITH 1990). Über das Ausmaß der Aufnahme und Zwischenlagerung von festen, flüssigen und v. a. gasförmigen Luftbeimengungen durch die Stomata und Cuticula besteht jedoch noch keine exakt quantifizierbare Sicherheit (GUDERIAN 1985; MCPHERSON & NOWAK 1993; GUDERIAN 2000B; HELLSTRÖM 2003). Der Gasaustausch durch die Spaltöffnungen der Blätter wird in lufthygienischen Studien mengenmäßig oft als unbedeutend eingestuft (BRUSE 2003b), darf bei der Betrachtung der Filterung durch Grünanlagen aber nicht vollkommen vernachlässigt werden. Unterschiede in der Aufnahme von Spurenstoffen sind häufig abhängig von der Pflanzenart und den Spurenstoffen selbst (BARBER ET AL. 2002; HELLSTRÖM 2003). Die stomatäre Leitfähigkeit (= Kehrwert des stomatären Diffusionswiderstand) einer Pflanze nimmt mit der Spaltöffnungsweite sowie der Anzahl der Stomata pro Fläche zu (LARCHER 2001). Je größer diese Leitfähigkeit, desto größer ist theoretisch auch das Potenzial der Pflanze, zur Reinigung der Luftmassen durch die genannten Prozesse beizutragen. Die stomatäre Leitfähigkeit hängt aber neben der Reduktion durch Trocken-, Hitze- oder Schadstoffstress auch von anderen Einflussfaktoren ab. Je höher z.B. die Summe der photosynthetisch aktiven Strahlung (engl.: photosynthetic active radiation, PAR) in den der Messung vorangegangenen drei Wochen vorher ist, desto geringer ist die stomatäre Leitfähigkeit, wie bei der Auswertung von über drei Jahre andauernden Messungen für einen Buchenbestand ermittelt wurde (KUTSCH et al. 2001). Sie ist aber auch umso höher, je geringer die mittlere relative bodennahe Luftfeuchtigkeit in dem der Messung vorausgegangenen Monat gewesen ist (ebd.). Die beschriebenen Prozesse können für heterogene Bestände und große Bestandsflächen bislang nur durch die Verwendung ausreichend guter Depositionsraten berücksichtigt werden.

3.2.6.6 Empirische Erkenntnisse zum lufthygienischen Effekt urbaner Vegetationsbestände

Die beschriebenen lufthygienisch relevanten Prozesse tragen je nach Gestaltung und Zusammensetzung der städtischen Grünflächen und Vegetationselemente sowie der anthropogenen Schadstoffemissionssituation zur Luftqualität in der Stadtatmosphäre bei. In welchem Ausmaß die einzelnen Prozesse für die immissionsökologische Situation verantwortlich sind, ist nicht genau quantifizierbar.

Da z.B. verschiedene Baumspesies auch eine unterschiedliche Effektivität beim Gaswechsel und, aufgrund der Blattform bzw. -oberflächenstruktur, bei der Filterwirkung durch das Blattwerk aufweisen (SMITH 1990; BRUSE 1999), ergeben sich auf Basis von Messungen und Modellannahmen Unterschiede zwischen verschiedenen großen, respektive alten Bäumen; so kann ein durchschnittlicher gesunder Baum mit 77 cm Durchmesser im Jahr das 70-fache (oder: 1,4 kg) an Luftschadstoffen entfernen im Vergleich zu einem jungen Baum mit acht cm Durchmesser (NOWAK 2004). Außerdem zeigte sich, dass im Kronenbereich von Bäumen (Rosskastanien) – also einem Hauptimpaktbereich der Luftbeimengungen – sowohl für Stickoxide als auch für Ozon (tagsüber) die geringsten Konzentrationen zu finden sind (MATZARAKIS & STREILING 2004). In Betracht zu ziehen ist dabei jedoch die unterschiedliche Messhöhe und der damit verbundene Emissionsgenuss der im Beispiel untersuchten Straßen begleitenden Einzelbäume. Allerdings waren sowohl Krone als auch Stammraum insgesamt höher belastet (Passivsammlerergebnis) als eine städtische Vergleichsmessstation (kein Passivsammler).

Trotz der in den Vorangegangenen Abschnitten genannten Unsicherheiten liegen eine Reihe von Fallstudien vor, die die Luftqualität auf städtischen „Vegetationsinseln“ (vgl. Abschn. 3.2.3) gegenüber dem unmittelbar angrenzenden Baukörper und/oder der gesamtstädtischen Situation verglichen haben. Im Folgenden sollen wichtige Ergebnisse kurz wiedergegeben werden.

Innerhalb städtischer Parks verbessert sich im Allgemeinen (Ausnahmen s. Abschn. 3.2.6.3) die Luftqualität. Dies ist primär auf die Abwesenheit von Emissionsquellen und die daher stattfindende **Verdünnung während der Transmission** zurückzuführen, die je nach meteorologischen Bedingungen, Quellstärken und untersuchten Spurenstoffen variieren kann. Offenbar wird diese Abklingfunktion z.B. bei Stadtgebieten, die an eine Linienquelle (Autobahn) grenzen. Solche Untersuchungen sind in Delft und Overschie (NL) durchgeführt worden. Es zeigte sich eine relativ starke Abnahme der Ruß- und NO₂-Konzentrationen auf einer 300 m langen, von der Quelle weg führenden Messstrecke mit vier Messpunkten (Messhöhe: 1,5 m ü.Gr.), die allerdings nicht innerhalb einer Grünfläche lag. Benzol, PM₁₀ und PM_{2,5} blieben dagegen auf gleich hohem Niveau. Die Messergebnisse sind Wochen- und

Zweiwochenmittelwerte, die windrichtungsbedingt variieren können (ROORDA-KNAPE et al. 1998). Auch im Essener *Grugapark* (70 ha) konnte dieses Abklingen der NO_2 Konzentrationen von stark befahrenen Straßen bis in die Grünfläche hinein festgestellt werden (Strassburger 2004). Diese Effekte können bei homogenen Bedingungen auch mit einfachen Ausbreitungsmodellen berechnet bzw. überprüft werden. So hat z.B. STRASSBURGER (2004) unter Verwendung des gauß'schen Modells MLUS gute Übereinstimmung zwischen Messwertprofilen und Simulation finden können. Eine Abnahme der SO_2 Konzentration im Londoner *Hydepark* erfolgte bei Nicht-Schwachwindsituationen ($>1,5 \text{ m s}^{-1}$, gemessen über Dachniveau) leewärts (WAINWRIGHT & WILSON 1962)¹⁴. Dass in Grünflächen die oben beschriebene Filterwirkung der Vegetation eine Rolle spielt, wird bei der Betrachtung von Messergebnissen aus Parkanlagen in Göteborg deutlich (vgl. Abschn. 3.2.4). Während in der o.g. niederländischen Studie kein Abklingen der Benzolkonzentrationen mit zunehmender Entfernung von der Hauptlinienquelle beobachtet wurde (Roorda-Knape et al. 1998), betragen die Konzentrationen der Aromate Benzol und Toluol im relativ kleinen *Vasaparken* 40 m vom Parkrand entfernt nur noch ein Drittel der für die Stadt über Dachniveau gemessenen Hintergrundkonzentration (UPMANIS et al. 2001), obwohl letztere auf Grund der dortigen guten Durchmischung schon als relativ niedrig einzustufen ist. Im größeren *Slotskoggen* betragen sie nur ein Neuntel der quellenahen Immissionskonzentration, die in der angrenzenden Straßenschlucht gemessen wurde. Es zeigte sich, dass die Konzentrationen der Spurenstoffe mit Entfernung von der Quelle kontinuierlich abnehmen (Abklingfunktion). Diese Abnahme ist unabhängig davon, ob der Park durch eine Mauer oder durch Sträucher und Bäume von der Quelle getrennt ist (UPMANIS et al. 2001). Der Einfluss der – für schwedische Verhältnisse hohen – Verkehrsdichte ist in der Grünfläche nach bereits 100 m stark abgeschwächt (ebd.). Aufgrund der hohen Reaktivität dieser zu den BTX-Aromaten (Benzol, Toluol, Xylol) zählenden flüchtigen organischen Verbindungen (engl., volatile organic compounds, VOC) als Ozonvorläufersubstanz, kann die Abnahme allerdings nicht ausschließlich auf die Wirkung der Parkvegetation zurückgeführt werden.

Die luftqualitätsverbessernde Wirkung innerstädtischer Parks gegenüber emissionsbelasteten Stationen wird bei der Analyse von vergleichenden Studien deutlich. Im Kopenhagener *Tivolipark* wurden Untersuchungen zu ausgewählten polyzyklischen

¹⁴ Unter Schwachwindbedingungen wurde eine Abnahme vom Parkrand beobachtet, gefolgt von einer geringen Zunahme im Parkzentrum (WAINWRIGHT & WILSON 1962). OKE (1989) hat diese Beobachtung als Indikator für eine Parkbreeze gewertet, da die leicht erhöhten Konzentrationen im Parkzentrum aus der Einmischung von aus der Höhe nachströmender, belasteter Stadtluft stammen könnte. Diese Ausgleichsströmung muss theoretisch bei bodennahem zentrifugalem Austreten von Luft aus dem Park heraus (Parkbreeze) auftreten (vgl. Abschnitt 3.2.3).

aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) – die zu den VOC zählen und bei unvollständigen Verbrennungen entstehen – durchgeführt (NIELSEN et al. 1996). Viele der drei bis vier Kohlenstoffringe sowie die meisten der fünf bis sieben Ringe zählenden PAK sind an Partikeln gebunden (ebd.). Durch die Partikelfilterwirkung der Grünflächen kann die lufthygienische Situation bei diesen Schadstoffen also durchaus verbessert werden. Im *Tivolipark* sind Konzentrationen gemessen worden, die auf niedrigem Niveau (zwischen Dorf- und Freilandwerten) liegen. Benzo(a)pyren (fünf Kohlenstoffringe), als Beispielsubstanz, war in der Straße gegenüber der Grünfläche um das Dreifache erhöht ($4,4 \text{ ng m}^{-3}$ vs. $1,4 \text{ ng m}^{-3}$). Die PAK stammten zu 90% (wochentags) bzw. 60 % (Wochenende) aus dem Straßenverkehr (NIELSEN et al. 1996). In Hinblick auf andere Spurenstoffe zeigen sich ähnliche Parkeffekte. In Mendoza (Argentinien) konnte in einem am Stadtrand angesiedelten Park eine Reduktion der Spurenstoffe um 1/6 (TSP) bzw. die Hälfte (NO_x , Pb) nachgewiesen werden (PULIAFITTO et al. 1998). In einer Düsseldorfer innerstädtischen 140 ha großen Grünfläche zeigen sich für die Situationen, bei denen windrichtungsbedingt ein Eintrag von der angrenzenden Hauptlinienquelle in die Grünfläche stattfindet, mittlere Tagesgänge, die einen Vergleich zwischen der emissionsnahen Messstelle und jener innerhalb der Grünfläche zulassen. Der Messzeitraum erstreckte sich dabei über ein Jahr, in dem der Abbau der Spurenstoffe NO , NO_2 und CO in Richtung Parkzentrum ermittelt wurde (WEBER et al. 2004). Die Ozonkonzentrationen weisen dagegen nach WEBER et al. (2004), in erster Linie aufgrund ihrer hohen Reaktivität mit den vom Verkehr ausgehenden primären Spurenstoffen, insgesamt ein höheres Niveau in der Grünfläche auf. Auch bei den Untersuchungen im innerstädtischen *Grugapark* in Essen wurden zu mehreren ausgewählten sommerlichen windschwachen Strahlungswetterlagen Ozonmaxima ermittelt, die tendenziell höher als im Umland, an Stadtrandstationen und anderen städtischen Landnutzungstypen waren (STRASSBURGER & KUTTLER 1998; KUTTLER & STRASSBURGER 1999). Die Spurenstoffe NO und NO_2 waren trotz der Nähe zu zwei großen Linienquellen in der Grünanlage stark vermindert (ebd.). Das primäre Ozonmaximum am Tage hingegen wird dabei durch unterschiedliche Vorgänge bedingt. Dazu zählen einerseits advektiv-mesoskalige und vertikale Durchmischungsprozesse. Andererseits sind – besonders in Städten emittierte – anthropogene (Straßenverkehr) und auch biogene (Parkvegetation) Kohlenwasserstoffe (AVOC bzw. BVOC) mit einem hohen Ozonbildungspotenzial in Verbindung mit der kurzweiligen Einstrahlung dafür verantwortlich (STRASSBURGER & KUTTLER 1998; ELLIS et al. 2000). Analog zu den typischen Tagesgängen einer städtischen verkehrsbeeinflussten Messstation zeigte sich im *Grugapark* ein nächtliches sekundäres Ozonmaximum, was auf vertikale Einmischung von Luftmassen aus der sonst abgekoppelten städtischen Reservoirschicht (STULL 1988) (breakdown of stability) zurückzuführen ist (STRASSBURGER & KUTTLER 1998; MAYER 1999).

Auch grobe Klassifikationen der Pflanzenschädigung ermöglichen schon Aussagen über die noch mögliche ausgehende **lufthygienische Wirkung von Stadtbäumen** (NOWAK & CRANE 2000). So ist deshalb in Beijing und mehreren nordamerikanischen Städten der Zustand des Baumbestands z.B. anhand des Anteils abgestorbener Zweige am Gesamtzweiganteil der Krone bestimmt worden (NOWAK et al. 2003; Yang et al. 2005); in Beijing, wo insgesamt sehr hohe Konzentrationen von Spurenstoffen gemessen werden, konnte durch den urbanen Baumbestand eine Reduktion bzw. Vermeidung der als schädlich geltenden Luftbeimengungen um durchschnittlich 526,6 g pro Jahr und Baum durch (Trocken-) Deposition ermittelt werden, wobei für ca. 60 % dieses Wertes die Filterung von PM₁₀ verantwortlich zu machen ist (YANG et al. 2005). MCPHERSON & NOWAK (1993) berechneten in ähnlicher Weise anhand der Baumanzahl und der – aus der Literatur entnommenen – Trockendepositionsraten für den 212 ha großen *Lincoln Park* in Chicago die Spurenstoffaufnahme durch Bäume¹⁵.

Bei sehr hohen Luftverunreinigungen in Städten durch SO₂ oder Rußpartikeln, wie sie in den 60er und 70er Jahren in industrialisierten Ballungsräumen häufig auftraten, hat sich allerdings bei Messungen gezeigt, dass auf die Qualität der Stadtluft bzw. auf die in ihr enthaltenen Spurenstoffe **keinerlei Effekt von Parkanlagen** mehr ausgehen kann (WAINWRIGHT & WILSON 1962). Dies liegt darin begründet, dass bei zu hoher Luftbelastung sowohl die Stomata geschlossen bleiben (LARCHER 2001) als auch die Blattoberflächen der Vegetation als Depositionsfläche ihre maximale Belastbarkeit erreichen (MCPHERSON & NOWAK 1993). Bei Wetterlagen mit geringen Windgeschwindigkeiten und weniger hohen Spurenstoffbelastungen der Stadtatmosphäre sind Grünflächen aber durchaus Senken für Luftbeimengungen.

Abschließend lassen sich die lufthygienischen Wirkungen, die von innerstädtischen Grünflächen ausgehen können, als überwiegend positiv bewerten. Dazu tragen sowohl der Platzhalteeffekt¹⁶ und Verdünnungsvorgänge während der Transmission als auch Depositions- und pflanzenspezifische Stoffwechselprozesse bei. Die Wirkung der luftqualitätsverbessenden Effekte ist jedoch auf die Grünfläche selbst und deren unmittelbare Umgebung beschränkt. Bei einer netzartigen, regelmäßigen Durchgrünung des Stadtkörpers sind jedoch entsprechend auch gesamtstädtische Effekte erwartbar. Hinzu kommen verminderte langzeitliche gesundheitliche Risiken für den menschlichen Organismus. Keine ausschlaggebenden Effekte sind bei zu hohen Spurenstoffbelastungen zu erwarten, die die

¹⁵ Diese betrug im Schnitt für PM₁₀ = 21,7 kg d⁻¹; NO₂ = 4,1 kg d⁻¹; SO₂ = 2,7 kg d⁻¹; CO = 0,2 kg d⁻¹.

¹⁶ Dieser Terminus beschreibt das Ausbleiben von anthropogenen Emissionen von der Fläche aufgrund des Fehlens von Emissionsquellen (Verkehr, Hausbrand, Industrie, etc.)

Vegetation selbst in großem Ausmaß schädigen. Negative Effekte sind artenabhängig hinsichtlich der Emission von BVOC und sollten bei Neupflanzungen berücksichtigt werden.

3.2.7 Bewertung städtischer Grünflächen hinsichtlich des thermischen Wirkungskomplexes

Neben dem lufthygienischen Wirkungskomplex spielt vor allem auch der thermische Wirkungskomplex für den menschlichen Organismus und damit für Parknutzer und Anwohner eine wichtige Rolle bei der Betrachtung der Komfortbedingungen in Grünflächen und ihrer Umgebung. Wegen ihren human-biometeorologischen Wirkungen (vor allem thermischer und lufthygienischer Art) stellte man die primäre naturbedingte Aufgabe einer Grünfläche fest, bioklimatische Funktion in Städten zu übernehmen (PFÜTZNER 1965). Dabei ist die Tag- von der Nachtsituation zu unterscheiden. Aufgrund der geringen Besucherzahlen in Parks während der Nachtstunden ist dann besonders die Fernwirkung des Parks hinsichtlich lufthygienischer und thermischer Effekte von Interesse. Dabei spielt vor allen Dingen die Absenkung der Lufttemperatur während Perioden mit hoher Wärmebelastung eine Rolle. Auf die Notwendigkeit, für den menschlichen Organismus, während der Nachtstunden Entlastung zu erfahren, wurde schon vor längerer Zeit hingewiesen (CLARKE & BACH 1971). Nicht unbedingt das Erreichen von kurzzeitigen Extremwerten am Tage, sondern die über 24 Stunden oder mehr dauernde Exposition in wärmebelasteten Gebieten führt zu erhöhten Mortalitätsraten in der Gesellschaft (ebd.). Darüberhinaus ist eine Temperaturreduktion bis auf mindestens 21 °C von besonderem Vorteil für einen erholsamen Schlaf. Während optimale Schlaftemperaturen unterhalb dieses Grenzwerts leicht durch Decken und eine entsprechende Schlafposition ausgeglichen werden können, ist dies bei einer Überschreitung kaum möglich und kann daher als aussagekräftiger Grenzwert betrachtet werden (HÖPPE 1991)¹⁷. Die human-biometeorologische Bedeutung der nächtlichen PCI als Kaltluftquelle bzw. einer auftretenden Parkbreeze (oder Mitführung durch übergeordnete Luftbewegungen) ist als Ursache der Verfrachtung von Kaltluft in die bebaute Umgebung nicht zu vernachlässigen und kann im Idealfall die Innenraumtemperatur in den angrenzenden Wohnungen absenken.

Neben gesundheitlichen Aspekten sind auch sozioökonomische Vorteile zu nennen, die durch eine Verbesserung des thermischen Komforts gestärkt werden können (vgl. z.B. RAJA & VIRK 2001). Besonders tagsüber beeinflussen aber neben der Lufttemperatur noch weitere Klimaelemente die Behaglichkeit. Zu diesen zählen vor allem der direkte und indirekte

¹⁷ Ermittelt wurde dieser Grenzwert auf Basis empirischer Studien und dem Energiebilanzmodell für den menschlichen Organismus MEMI (HÖPPE 1984).

Strahlungsgenuss, die Windgeschwindigkeit sowie die Luftfeuchtigkeit (vgl. z.B. FUKUOKA 1997; STAIGER ET AL. 1997; HÖPPE 1999). Besonders ausschlaggebend für die Wärmebelastung ist die mittlere Strahlungstemperatur t_{mrt} (s. Abschn. 6.2.3). Diese ist abhängig von der auf einen Körper treffenden kurz- und langwelligen Strahlungsflussdichte. Sie kann sowohl rechnerisch ermittelt (MATZARAKIS et al. 2000) als auch experimentell über verschiedene Verfahren gemessen (HÖPPE 1992; VDI 1998) werden. Um die von den einzelnen Größen ausgehende Belastung objektiv und integrierend benennen und damit verschiedene Standorte vergleichen zu können sind eine Reihe von Maßzahlen bzw. Indizes entwickelt worden, die die genannten Klimaelemente berücksichtigen. Für eine Diskussion dieser sei z.B. auf KUTTLER (1999) verwiesen.

Näher betrachtet werden sollen an dieser Stelle die wahrscheinlich meist verwendeten und **objektiv aussagekräftigen Maßzahlen** Physiologische Äquivalenttemperatur (physiological equivalent temperature – PET) (HÖPPE & MAYER 1987; HÖPPE 1999) sowie Predicted Mean Vote (engl., vorhergesagte durchschnittliche Bewertung [der klimatischen Bedingungen] – PMV) (JENDRITZKY ET AL. 1979; FANGER 1982). Diese haben den Vorteil, körperinterne und -externe Eingangsgrößen bei der Beurteilung des thermisch-hygrischen Komforts zu berücksichtigen und den herrschenden Zustand durch eine einzelne, einfach interpretierbare Kenngröße zu beschreiben (KUTTLER 1999). Eine vergleichende Gegenüberstellung und nähere Erläuterung der beiden Größen ist in Tab. 12, S. 125 dargestellt. Der jeweilige PET-Wert gibt den Temperaturwert an, der in einem Innenraum herrschen würde, der sich durch die gleichen Belastungen bzw. Bedingungen auszeichnet, wie die, die am Messstandort herrschen. Dabei wird angenommen, dass innerhalb dieses Vergleichsraumes die mittlere Strahlungstemperatur der Wände derjenigen der Lufttemperatur entspricht, die Windgeschwindigkeit bei $0,1 \text{ m s}^{-1}$ und der Dampfdruck bei 12 hPa liegt. Die Angaben gelten für einen menschlichen Körper, der durch eine leichte metabolische Wärmeproduktion (80 W) und einen Wärmewiderstand der Kleidung von $\text{clo} = 0,9$ charakterisiert ist (ebd.). Der PMV-Wert gibt dagegen an, wie 95 % der bei der Entwicklung des Indexes befragten Versuchspersonen dieselbe gemessene thermische Belastung eingeschätzt haben. Zur Vergleichbarkeit von Messungen werden hier gewisse Annahmen über den betrachteten Organismus bei der Berechnung des PMV angestellt. Angaben dazu und zu der jeweiligen messtechnischen und rechnerischen Bestimmungsgleichung von PET und PMV können der entsprechenden Fachliteratur entnommen werden (JENDRITZKY et al. 1979; VDI 1998).

Bei der human-biometeorologischen **Bewertung der thermischen Komponente** fällt es nicht leicht, herauszufinden welche Klimaelemente in der jeweiligen Mess- oder Szenariensituation für einen Belastungszustand ausschlaggebend sind. Dies ist aber zur Durchführung einer Meliorationsmaßnahme wichtig. Es wird bei der im Folgenden

stattfindenden Auswertung unterschiedlicher Fallstudien deutlich. Während einerseits z.B. in offenen Grasparks geringe Dampfdrücke zu Zeiten des Temperaturmaximums als positiv bewertet werden (KIESE 1995), betonen andere Studien dagegen, dass die Globalstrahlungsreduktion durch Bäume, die den Austausch vermindern und die Feuchtigkeit in der Regel erhöhen ausschlaggebender für den Komfort sind (JAUREGUI 1990; POTCHTER et al. 2003). Ähnlich argumentiert auch PFÜTZNER (1965), der für eine untersuchte Grünanlage ohne Baumbestand in 20 % der Fälle, und damit deutlich häufiger als in einem Park mit Baumbestand, die höchste Wärmebelastungsstufe¹⁸ ermittelte. Die Bedingungen waren sogar ähnlich, wie in einer baumlosen Straßenschlucht. Wie oben bereits angesprochen, zeigt sich auch in weiteren Standortstudien die Dominanz der mittleren Strahlungstemperatur bei der Betrachtung der thermischen Belastung, die wiederum maßgeblich durch die Globalstrahlung bestimmt wird.

So wurde in Freiburg in einer durch Bäume beschatteten Straße eine PET gemessen, deren Wert um durchschnittlich 17 K niedriger lag als in einer nicht beschatteten Straße (HÖPPE 1999). Beide Untersuchungsstandorte waren gleich orientiert. Der Einfluss der Windgeschwindigkeit und der Verdunstung auf die PET wurde in dieser Studie eindrucksvoll durch einen weiteren Messpunkt auf einer unbeschatteten Brücke dokumentiert; während dort die erfasste mittlere Strahlungstemperatur über der in der unbeschatteten Straßenschlucht lag, waren sowohl Lufttemperatur, als auch PET niedriger als an besagtem Straßenmesspunkt (ebd.). Ähnliche Ergebnisse wurden in München für N-S orientierte Straßen (mit und ohne Baumbestand) sowie für eine Freifläche sowohl hinsichtlich PMV als auch hinsichtlich PET ermittelt (HÖPPE & MAYER 1987). Dabei verhielt sich der Verlauf der relevanten Größen auf der Freifläche ähnlich dem auf der Brücke in Freiburg. Zusätzlich wurde in dieser Studie die geringe human-biometeorologisch, thermische Belastung in einem außerstädtischen Fichtenforst gezeigt, die deutlich geringer ausfiel als an den städtischen Stationen. Aufgrund von geringeren mittleren Strahlungstemperaturen in der Straßenschlucht mit Bäumen erreichten dort die PET und der PMV nur Werte, die zwischen jenen der anderen Stadtstationen und dem genannten, gering belasteten Forst lagen (ebd.). An einer kleinen, baumbestanden Freifläche in Freiburg konnte eine ähnliche – wie bei den Straßenzügen gezeigte – PET-Differenz zwischen Messstandorten unterhalb einer Baumgruppe und einer für lange Zeit sonnenexponierten Straße ermittelt werden (MATZARAKIS & STREILING 2004). Im Münchener *Hofgarten* konnte ebenfalls die positive Beeinflussung der durch PMV beschriebenen thermischen Belastung auf Beschattungseffekte zurückgeführt werden. Dies zeigen sowohl Messergebnisse an ganztägig beschatteten, als auch an lediglich nachmittäglich beschatteten Standorten (MAYER & SUPPAN 1990).

¹⁸ Bewertungsverfahren nicht näher bestimmt.

Ein direkter **Vergleich von thermischen Belastungsbedingungen** in Parkanlagen und angrenzenden Stadtkörperbereichen ist nicht in der Literatur zu finden. Unter anderem liegt dies auch daran, dass Maßzahlen, wie PMV, nicht unbedingt für einen Aufenthalt an bestimmten Stellen in Parks ausschlaggebend sind. Eine große Rolle spielen dafür auch individuelle Erwartungen, Erfahrungen, Wahrnehmungen, und Tageszeiten, wie Beobachtungen und Befragungen auf Stadtplätzen und in Parkanlagen übereinstimmend zeigen (HÖPPE 2001; THORSSON ET AL. 2004; KATZSCHNER 2004). Daher fordern THORSSON et al. (2004), Kurzzeitaufenthalte in eigentlich stark belasteten Gebieten mit weiter entwickelten Verfahren zu bewerten (THORSSON et al. 2004). Ansätze, dass Aufenthaltszeiten und individuelle Wege human-biometeorologisch beurteilt werden können, zeigen erste Modellstudien (BRUSE 2003A; BRUSE 2005b).

Dass Grünflächen zur Verringerung von **Lärm** genutzt werden können stellt GIVONI (1991) dar, der jedoch betont, dass hauptsächlich die durch Parks entstehenden Distanzen zur Lärmquelle ausschlaggebend sind. Grünflächen können daher primär als Pufferzone dienen. Allerdings berichtet die ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992) von der Absorption hoher Frequenzen an Blättern und Ästen von Bäumen. Ausführlicher soll an dieser Stelle nicht auf die Lärmproblematik eingegangen. Es sei auf die vorhandene Fachliteratur verwiesen (HEISLER 1977; COOK 1978; THEOBALD & KUTTLER 1987; VDI 1988; ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1992; FUKUOKA 1997; GIVONI 1998; REITER 1999; LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2005).

4 Untersuchungsgebiet

Aufgrund der Vielzahl von möglichen Prozessen, die bei der Untersuchung innerstädtischer Parkanlagen zu berücksichtigen sind, sollte eine für die jeweiligen Fragestellungen sehr gut geeignete Grünfläche ausgewählt werden. So kann erreicht werden, dass möglichst eindeutige Erklärungen für beobachtbare Prozesse gefunden werden und es z.B. nicht zur Überlagerung von verschiedenen Ursachen kommt. Die vorliegende Arbeit diskutiert vor allen Dingen die stadtklimatologische Bedeutung einer Parkanlage auf ihre Umgebung. Wie aus Kapitel 3 hervorgeht, hängt diese vor allem von der Grundfläche und der Vegetationsgestaltung ab. Deshalb wurde ein möglichst repräsentativer Stadtpark ausgewählt, wie er auch in vielen anderen Großstädten der mittleren und nördlichen Breiten vorkommt (vgl. hierzu auch Abschn. 1). Besondere Auswirkungen, wie sie z.B. von topografisch geneigtem Gelände ausgehen, sollten dabei aber die Analyse nicht noch komplexer gestalten. Anforderung an das Untersuchungsgebiet war daher ein möglichst ebener Untergrund. Darüber hinaus sollte die Parkanlage in einem möglichst hoch verdichteten Stadtgebiet gelegen sein, um deutlich messbare Ergebnisse zu liefern. Eine derartige Fläche, welche diese Bedingungen erfüllt, wurde in Dortmund mit dem Westpark gefunden. Er nimmt mit 10,3 ha eine relativ kleine Fläche ein, wird nicht bewässert und ist teilweise mit hohen Laubbäumen bestanden, in großen Teilen aber auch nur durch Grasflächen geprägt.

Makroklimatische Bedingungen – abhängig von der geografischen Lage – und natürliche sowie anthropogene Klimafaktoren bestimmen die Ausprägung des typischen Meso- und Mikroklimas im Untersuchungsgebiet. Die Stadt Dortmund (51° 30' n. Br.; 7° 28' ö. L.), in deren Baukörper der untersuchte Westpark eingebettet liegt, gehört dem Nordwestdeutschen Klimabereich, kleinskaliger differenziert dem Klimabezirk Münsterland (vgl. Abb. 10) an (Ministerium für Umwelt 1989). Nach der effektiven Klimaklassifikation von Köppen und Geiger herrscht in Dortmund ein feuchtgemäßigtes Klima (Cfb). Nach der ökoklimatischen Klassifikation von Lauer und Frankenberg handelt es sich um die durch maritimen Wärmehaushalt und semihumiden Wasserhaushalt (6 - 9 Monate humid) geprägten Mittelbreiten (B 3 sh) (vgl. Karte 1). Abb. 10 zeigt außerdem die Übergangslage Dortmunds vom ozeanisch zum kontinental beeinflussten Klimatyp. Die gemittelten kontinentalen Luftmasseneinflüsse haben dort eine für Nordrhein-Westfalen relativ hohe mittlere Auftretshäufigkeit von über 30 % (WEISCHET & ENDLICHER 2000).

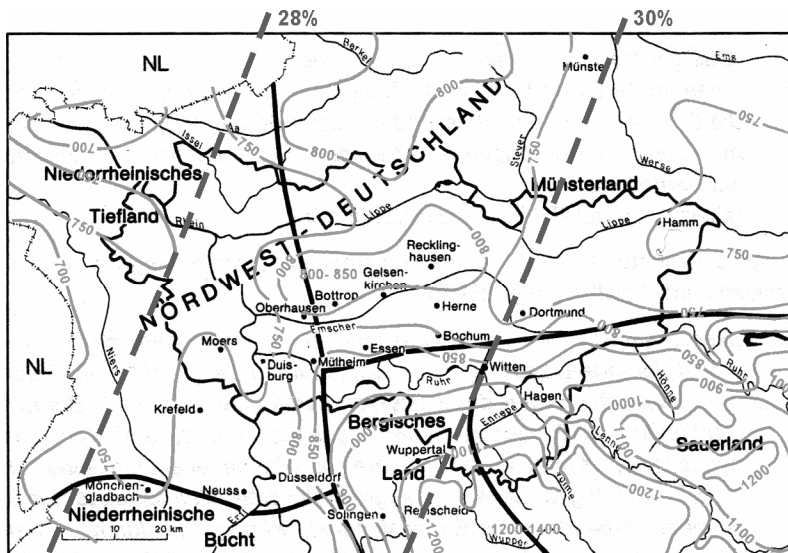


Abb. 10: Der nordwestdeutsche Klimabereich, die zugehörigen Klimabezirke (schwarze Grenzen bzw. Schrift) (nach: MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1962), Isohyeten (hellgrau) (nach: MINISTERIUM FÜR UMWELT 1989; LÜFTNER 1996) sowie die prozentuale Auftretshäufigkeit von kontinentalen Luftmassen (dunkelgrau) (BERG 1940; WEISCHET & ENDLICHER 2000). Erläuterungen siehe Text.

Charakteristisch sind – wie auch für das gesamte Ruhrgebiet – milde Winter mit mittleren Januartemperaturen über dem Gefrierpunkt ($2\text{ }^{\circ}\text{C}$) sowie kühle bis milde Sommer (Julimittel bei $17,5\text{ }^{\circ}\text{C}$)¹⁹ (KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET 1986; MÜLLER-WESTERMEIER 1996; WEISCHET & ENDLICHER 2000). Am Südrand der westfälischen Tieflandsbucht und Nordrand des Süderberglands (Rheinisches Schiefergebirge) gelegen, zählt Dortmund in der naturräumlichen Gliederung Deutschlands zur Westfälischen Tieflandsbucht und liegt auf der Grenze zwischen Hellwegbörden und Emscherlandes (naturräumlichen Unterbezirke). Wenn nicht anthropogen überprägt, herrschen Braunerden mit hohem Lössanteil vor (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1962). Die südlichen Bereiche Dortmunds weisen als Ausläufer des Sauerlands und Nordflanke des Ruhrtals Geländehöhen von bis zu 230 m ü. NN auf, die bis auf ca. 65 m ü. NN am nördlichen Stadtrand abfallen. Auf dem Höhenrücken des oberen Hellwegs, nördlich des – moderat ausgeprägten – Emschertals, sind zwischen 80 m ü. NN und 100 m ü. NN die inneren Stadtgebiete gelegen. Weiter nördlich erstrecken sich die ebeneren und gleichzeitig leicht tiefer gelegenen Stadtbereiche.

¹⁹ Soweit im Folgenden klimatologische Angaben in Form von Zahlenwerten gemacht werden, beziehen sich diese auf das 30-jährige Mittel 1961 – 1990.

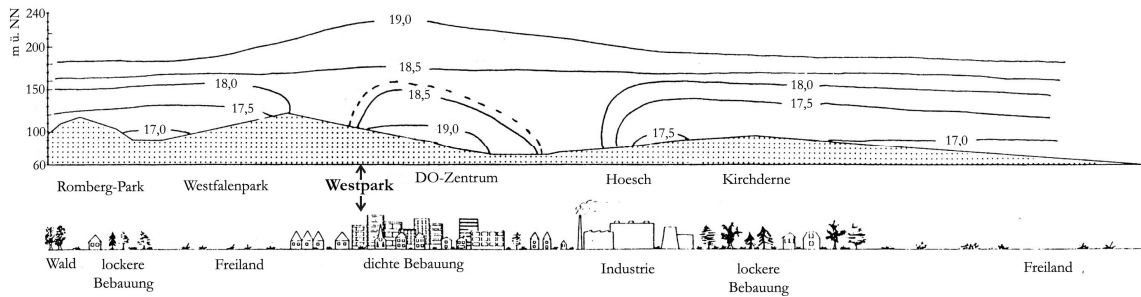


Abb. 11: N-S Höhen-Profil Dortmunds mit Lufttemperaturen (Nacht 20./21.08.1984), ermittelt aus Stationsmessnetz und Befliegungen der Stadtklimaanalyse (Kommunalverband Ruhrgebiet 1986). Der markierte Westpark liegt allerdings östlich des Schnittpunkts des Profils durch den Stadtkern. Die Lufttemperaturen dort können daher nur als Hinweis auf die Wohnblockbebauung des Parks bezogen werden. (verändert nach: BECKRÖGE 1990)

Die Hauptwindrichtung für Dortmund entspricht der für den Nordwestdeutschen Klimabereich typischen SW-Strömung, wobei im Winter eher die südliche Komponente dominiert, im Sommer dagegen die westliche. Ein sekundäres, deutlich weniger ins Gewicht fallendes Maximum der Windrichtungshäufigkeit zeigt sich für NE-Strömungen (KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET 1986; REGIONALVERBAND RUHRGEBIET 2005).²⁰

Bei mit der Hauptwindrichtung einhergehenden zyklonalen Wetterlagen, die die höchsten Niederschlagsmengen mit sich bringen, liegt Dortmund im Lee des Rheinischen Schiefergebirges, was – im Gegensatz zum westlichen Ruhrgebiet – durchaus Auswirkungen auf die Niederschlagsmengen vor allem im Winter hat. Die mittlere gemessene und summierte Sommersumme (bis zu 450 mm) übertrifft im langjährigen Mittel die des Winters (bis zu 360 mm), wobei die mittlere Jahresniederschlagsmenge mit 750 mm beschrieben ist. Die Jahresmitteltemperatur liegt im Dortmunder Raum bei 9,7 °C. Wärmster Monat ist der Juli, kältester der Januar (MÜLLER-WESTERMEIER 1996). Der mittlere Beginn des Pflanzenwachstums – einhergehend bei Tagesmitteln von mindestens 5 °C – ist im Schnitt am 20. März zu verzeichnen. Das mittlere Ende des Wachstums tritt im Mittel am 20. November ein (KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET 1986; REGIONALVERBAND RUHR 2005). Es treten im Mittel 20 bis 30 Tage mit einem Bewölkungsgrad unter 2/10 im Jahr auf. Die Monatsmittel der relativen Luftfeuchtigkeit liegen in Dortmund zwischen 75 % (Mai) und 88 % (Dez./Jan.). Aufgrund der möglichen höheren Sättigungsdampfdrücke in den warmen Sommermonaten liegen dann die aktuellen Dampfdrücke bei bis zu 14,4 hPa, im Winter gehen sie bis 6 hPa herunter. In Tab. 3 sind weitere klimatologische Kennzahlen für Dortmund aufgeführt.

²⁰ Diese Angaben beziehen sich auf die Station Münster und auf ganzjährige Messungen in den Jahren 1985 und 2003 an der Station Lünen, die relativ frei anströmbar im Nordosten von Dortmund gelegen ist und auf 30 m ü. Gr. Daten erfasst. Im Jahr 1985 hat ebenfalls ein Mittel von fünf im Stadtgebiet verteilten Stationen die gleiche Windrichtungshäufigkeitsverteilung ergeben (vgl. auch Abschn. 7.3, Abb. 35).

Tab. 3: Klimatologische Kenndaten für die Stadt Dortmund.

Absolute Maximumtemperatur	35,4 °C
Maximale Jahresmitteltemperatur	13,4 °C
Jahresmitteltemperatur	9,7 °C
Minimale Jahresmitteltemperatur	6,0 °C
Absolute Minimtemperatur	-19,0 °C
Anzahl Sommertage ($t_{\max} \geq 25 \text{ °C}$)	26
Anzahl Frosttage ($t_{\min} \leq 0 \text{ °C}$)	58
Anzahl Eistag ($t \leq 0 \text{ °C}$)	13
Mittlerer Wasserdampfdruck	9,8 hPa
Mittlere relative Luftfeuchtigkeit	77 %
Mittlere Niederschlagssumme	750 mm
Anzahl der Tage > 1 mm Niederschlag	142
Anzahl der Tage > 10 mm Niederschlag	23
Maximum der mittleren täglichen Sonnenscheindauer	7,8 h (Juli)
Minimum der mittleren täglichen Sonnenscheindauer	1,2 h (Dezember)

(nach: Kommunalverband Ruhrgebiet 1986; Ministerium für Umwelt 1989; Müller-Westermeier 1996)

Das **Stadtgebiet Dortmunds** erstreckt sich über eine Fläche von ca. 280,34 km². Dieser Wert hat sich seit 1980 nur in vernachlässigbar kleinem Ausmaß verändert. Die Anteile der Flächennutzungen innerhalb des Stadtgebiets haben sich dagegen, wie in den meisten deutschen Großstädten verschoben. Im Vergleich zu vergleichbaren Ruhrgebietsstätten, wie Essen (67 %) und Duisburg (60 %) ist der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche in Dortmund mit 58,8 % etwas geringer. Der Anteil der Grünflächen²¹ stieg von vier Prozent (1980) auf etwa fünf Prozent im Jahre 2003. Andere unversiegelte Flächennutzungsstrukturen vergrößerten ebenso in geringem Ausmaß ihren Anteil am Stadtgebiet (Kleingärten von 1,3 % auf 1,5 %, Wald von 9 % auf 10 %). Die bebaute Fläche nahm dagegen um ca. 2,5 Prozentpunkte auf 36 % zu, die Verkehrsflächen lediglich um einen Prozentpunkt (auf 15 %). Diese Zuwächse gingen auf Kosten der landwirtschaftlich-gärtnerisch genutzten Flächen (von 36 % auf 28 %) (STADT DORTMUND 2004c). Die Verteilung von höher versiegelten und kaum versiegelten Flächen über die Gesamtfläche ist jedoch ausschlaggebend für die Ausprägung des Stadtklimas. Vor allem im Norden, aber auch an den Südspitzen der Stadt sind die großen Wald- und Landwirtschaftsflächen zu finden. Die mit künstlichen Materialien veränderten Anteile des Stadtgebiets erstrecken sich vom ESE, hin zum Stadtzentrum und dann weiter, wenn auch immer wieder durch Grünbereiche aufgelockert nach Westen. Hinzu kommen im Süden die den 70 ha großen Westfalenpark umschließenden Stadtgebiete (vgl. Abb. 12).

²¹ Öffentliche Parks, Grünanlagen, Spiel- und Sportplätze, Friedhöfe.

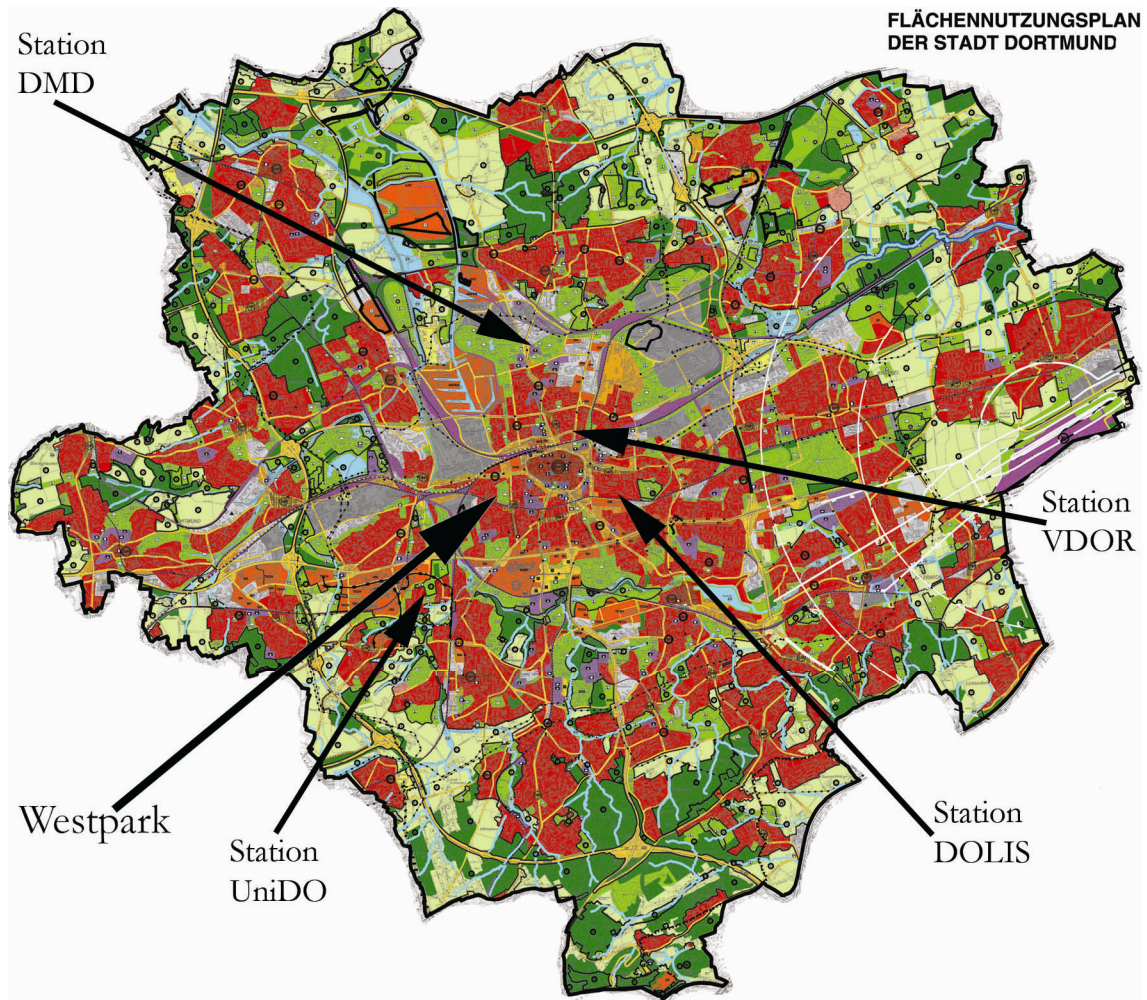


Abb. 12: Flächennutzungsplan (FNP) der Stadt Dortmund 2004 sowie die Verortung des Untersuchungsgebiets (Westpark) und einzelner, von Dritten betriebener Messstationen, die zur Auswertung von meteorologischen und/oder lufthygienischen Daten herangezogen werden.

Die Signaturen des FNP lassen sich auf folgende, vereinfachende Flächennutzungen zusammenfassen: Rote, orange und braune Flächen stellen die bebauten Bereiche (Wohnen/Gewerbe), graue die (ebenfalls versiegelten) Industriegebiete, dunkelgrüne die Waldflächen und die helleren Grüntöne landwirtschaftliche bzw. sonstige Grünflächen (z.B. Parks) dar.

(Quelle: STADT DORTMUND 2004b)

In diesen verdichteten Bereichen ist die Modifikation der lufthygienisch-klimatologischen Größen wegen der in alle drei Raumrichtungen stattfindenden Veränderung der Oberflächengestaltung im Vergleich zum Freiland sowie durch die Emission von anthropogenen Luftbeimengungen Wärmeenergieflüssen zu finden (vgl. Kap 3). Die Abgabe von Erdgas, Strom und Wärme an Privat- und Geschäftskunden blieb in den letzten 10 Jahren relativ konstant. Die Anzahl der angemeldeten Kraftfahrzeuge (2003: 267046 Kfz) erhöhte sich um 16 % (1983 – 2003), bei Nichtberücksichtigung der 20059 Krafträder (2003) lediglich um 12 % (STADT DORTMUND 2005). Folglich ist von einer geringen Zunahme der Wärmeemission aus technischen Prozessen auszugehen. Unter der Annahme, dass sich kein globaler Lufttemperaturtrend in Dortmund bemerkbar macht, kann der typische – in Abhängigkeit von Jahreszeit, Wetterlage und Tageszeit unterschiedlich stark ausgeprägte –

Stadtklimaeffekt durch Tab. 4 exemplarisch anhand der Lufttemperaturen zum Ausdruck gebracht werden. Unter Berücksichtigung der oben angeführten Daten zur Flächennutzung und anthropogenen Wärmeemission ist punktuell von einer allgemeinen Intensivierung des Stadtklimaeffekts auszugehen.

Tab. 4: Urbane Wärmeinselintensität der UCL Dortmunds für verschiedene Zeitabschnitte und Witterungen. Datenbasis Stundenmittelwerte, Messzeitraum: 01.08.1984 – 31.07.1985

	Zeitbezug / Witterung	Stadtstation ^d - Umlandstation ^{a, b, c} / K
$\Delta t_{\max} = t_u - t_H$	13:00 MEZ	2,3
$\Delta t_{\max} = t_u - t_H$	18:00 MEZ	6,8
$\Delta t_{\max} = t_u - t_H$	00:00 MEZ	8,1
$\Delta t_{\max} = t_u - t_H$	08:00 MEZ	10,0
$\Delta t_{\max} = t_u - t_B$	21:00 MEZ, Sommer / zyklonal	1,6
$\Delta t_{\max} = t_u - t_B$	11:00 MEZ, Sommer / zyklonal	0,3
$\Delta t_{\max} = t_u - t_B$	15:00 MEZ, Sommer / zyklonal	0,7
$\Delta t_{\max} = t_u - t_B$	23:00 MEZ, Winter / zyklonal	1,7
$\Delta t_{\max} = t_u - t_B$	11:00 MEZ, Winter / zyklonal	0,8
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	12:00 MEZ, Sommer / antizyklonal	-0,1
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	18:00 MEZ, Sommer / antizyklonal	0,5
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	05:00 MEZ, Sommer / antizyklonal	2,4
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	22:00 MEZ, Sommer / antizyklonal	2,2
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	11:00 MEZ, Winter / antizyklonal	0,5
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	05:00 MEZ, Winter / antizyklonal	2,3
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	19:00 MEZ, Winter / antizyklonal	2,2
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	12:00 MEZ, Winter / antizyklonal	1,4
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	12:00 MEZ, Jahr	0,6
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	05:00 MEZ, Jahr	2,1
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	18:00 MEZ, Jahr	1,4
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_B$	09:00 MEZ, Jahr	1,2
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_L$	Jahr / $u = 0,5 \text{ m s}^{-1}$	2,7
$\Delta t_{\text{mittel}} = t_u - t_L$	Jahr / $u = 4,5 \text{ m s}^{-1}$	1,0

^a Der Standort der Umlandstation „Barop“, gekennzeichnet mit dem Index „B“, entspricht dem der Station UniDo (vgl. Abschn. 6.1)

^b Die Umlandstation „Hallerey“, gekennzeichnet mit dem Index „H“, befand sich ca. 4 km vom Stadtzentrum in einem Feuchtgebiet, das geprägt ist durch niedrigen Bewuchs und durch, in mehreren hundert Metern Abstand beginnende, lockere Bebauung im Osten.

^c Der Standort der Umlandstation „Lünen“, gekennzeichnet mit dem Index „L“, entspricht der gleichnamigen Station Lünen (vgl. Abschn. 6.1)

^d Die Messstation befand sich im Citybereich über Oberfläche mit hohem Versiegelungsgrad, umgeben von unterschiedlich hoher Innenstadtbauung in mäßiger Entfernung. Messwerte von der Station sind durch den Index „u“ gekennzeichnet.

(Eigene nach: BECKRÖGE 1990)

Die für viele Städte festgestellte Abhängigkeit der **Wärmeinselintensität** von der Bevölkerungszahl – stellvertretend für die Größe der Stadt – ließe für Dortmund als

europäische Großstadt eine UHII von 7,5 K erwarten (OKE 1987), was bei einer Einwohnerzahl von 587607 im Jahr 2003 relativ gut mit dem arithmetischen Mittel der maximal gemessenen UHII ($\Delta t_{\max(24h)} = 7,3 \text{ K}$ (BECKRÖGE 1990)) übereinstimmt. In den letzten 20 Jahren hat sich die Einwohnerzahl nur marginal verändert, wobei sie 1986 ihren Tiefststand von 568164 Einwohnern (EW) und 1993 ihren Höchststand (601966 EW) erreichte (STADT DORTMUND 2004a).

Die Ausbildung der urbanen Wärmeinsel bedingt in Dortmund – meist bei Hochdrucklagen mit im Tagesmittel auftretenden östlichen Windrichtungen – einen, nur selten an mehreren Messstationen gleichzeitig, auftretenden, Flurwind. Für das Jahr 1985 konnten in 9 % der Jahresstunden Flurwindsituationen ermittelt werden, wobei die stadteinwärts gerichtete Strömung nur in 12,8 % der Flurwindstunden gleichzeitig an fünf kreisförmig um das Stadtzentrum angeordneten Stationen diametral nachzuweisen war (KIESE & OTTO 1986). Im Vergleich zu anderen Städten stellt dies eine relativ geringe Häufigkeit dar (DÜTEMEYER 2000). Die häufigsten Flurwindstunden treten in Dortmund im Jahresmittel während der Nacht und dann besonders gegen 22 h und 5 h Mitteleuropäischer Zeit (MEZ) auf. Für Flurwindsituationen in Dortmund charakteristisch sind trockenstabile Schichtungsverhältnisse der planetaren Grenzschicht. Die typische Bodeninversion wird dabei im Stadtzentrum abgehoben. Die Untergrenze der abgehobenen Inversion kann in 80 m – 170 m ü. Gr. nachgewiesen werden, so dass die labilen Verhältnisse in der UCL den Flurwind verursachenden mesoskaligen Druckgradienten bedingen (KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET 1986).

Typisch für das Dortmunder Innenstadtgebiet ist eine maximale Windgeschwindigkeitsreduktion um etwa 25 % gegenüber den Freilandwerten, wobei punktuell (dichte Vegetationsbestände, dichte, schlecht anströmbare Baukörperstrukturen) noch effektivere Reduktionen (bis zu 50 % gegenüber dem Freiland) bedingen können (KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET 1986).

Der innerstädtische Westpark und die ihn umgebende Wohnbebauung befinden sich im Dortmunder Bezirk Innenstadt-West. Der Bereich schließt damit Übergangslos im SW an die aus dem Mittelalter stammenden – heute sich als versiegelte, mehrspurige Straßen zeigenden – Wallanlagen an, die das hochversiegelte Innenstadtklimatop ellipsenförmig (Längsachsenerstreckung von E nach W) umschließen (vgl. Abb. 12). Der statistische Bezirk Dorstfelder Brücke (Verwaltungsbezirk Innenstadt-West), in dem das Untersuchungsgebiet liegt, weist eine sehr hohe Einwohnerdichte von 57,9 EW ha⁻¹ (5790 EW km⁻²) auf (STADT DORTMUND 2004a). Die Zahl Hochbetagter (Alter ≥ 80 a) liegt bei lediglich drei Prozent, wohingegen auf einen Minderjährigen (Alter < 15 a) bzw. einen Alten (Alter ≥ 65 a) 17,1 bzw. 18,7 Erwerbstätige kommen (ebd.). Diese Zahlen deuten an, dass im Untersuchungsgebiet

durchaus ein nicht unerheblicher Anteil (wenn auch geringer als im gesamten Stadtgebiet (STADT DORTMUND 2004c)) der Bevölkerung human-biometeorologisch als besonders gefährdet einzuschätzen ist (LANDSBERG 1981; VDI 1998; JENDRITZKY et al. 2001).

Der Park liegt damit inmitten des klimatischen Lastraums der dicht bebauten Wohn- und Mischgebiete, in denen der Luftaustausch herabgesetzt ist und die thermische, sowie, in Einflussbereichen bodennaher Emittenten, die lufthygienische Belastung als problematisch angesehen werden (REGIONALVERBAND RUHR 2005). Die Oberflächenstrahlungstemperaturen in Abb. 13 zeigen während des Tages, primär verdunstungs-, aber auch beschattungsbedingt, geringere Werte für den Westpark²². So wird die, im Gegensatz zur Umgebung, unterschiedliche Oberflächenbeschaffenheit deutlich (vgl. Abb. 13). Die im Oktober 1984 herrschenden, für den Herbst zu milden, Lufttemperaturen begünstigen diese Situation (INSTITUT FÜR METEOROLOGIE 1984).²³ Zu beachten sind besonders die geringen Werte der Oberflächenstrahlungstemperatur der Baumkronen, z.B. im westlichen Mittelteil. Gleichzeitig sind auch größere begrünte Innenhöfe oder Straßenbegleitgrünbestände auszumachen.

Da die Kaltluftproduktion immer von den Oberflächen ausgeht (vgl. Abschn. 3.2.2.3), kann diese nicht besonders wirkungsvoll in der Befliegungsnacht gewesen sein. Lediglich an drei kleinen Bereichen innerhalb des Westparks sind deutlich geringere Oberflächenstrahlungstemperaturen zu erkennen²². Dabei handelt es sich um die offenen Rasenflächen im Park. Auch außerhalb der Parkfläche erscheinen hier die betrachteten Baumkronen als besonders starke Ausstrahlungsquellen. Da es sich zum Zeitpunkt der Befliegung um einen trockenen Witterungsabschnitt mit Lufttemperaturmaxima am Tage bis 19 °C handelte, muss davon ausgegangen werden, dass die im Herbst mit nur noch wenig Wasser versorgten Blätter aufgrund ihrer geringen Masse hinsichtlich ihrer Temperatur von der Lufttemperatur beeinflusst waren. So erklären sich die – sogar gegenüber den Dachflächen – stark ausstrahlenden vegetativen Oberflächen. Die vom Thermalscanner während der Befliegung betrachtete Mischung der Ausstrahlung von Boden- und Baumkronenelementen im Herbst erschwert daher eine genauere Interpretation.

²² Ähnlich verhält sich die nordwestlich des Parks liegende Fläche, 1986 noch Brachfläche, heute jedoch durch industrielle Fertigungshallen versiegelt.

²³ Aktuellste für Dortmund durchgeführte Thermalbefliegung.

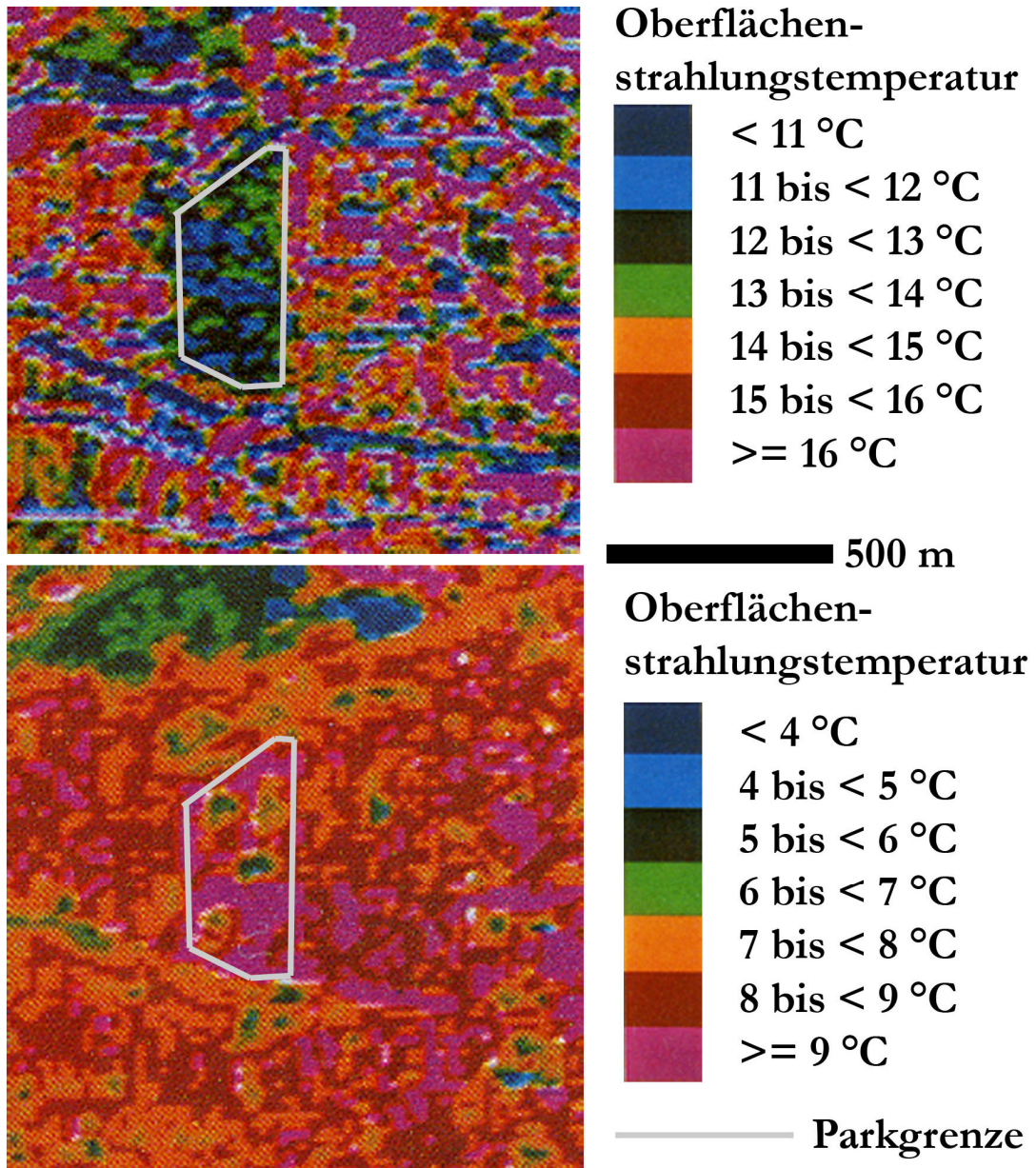
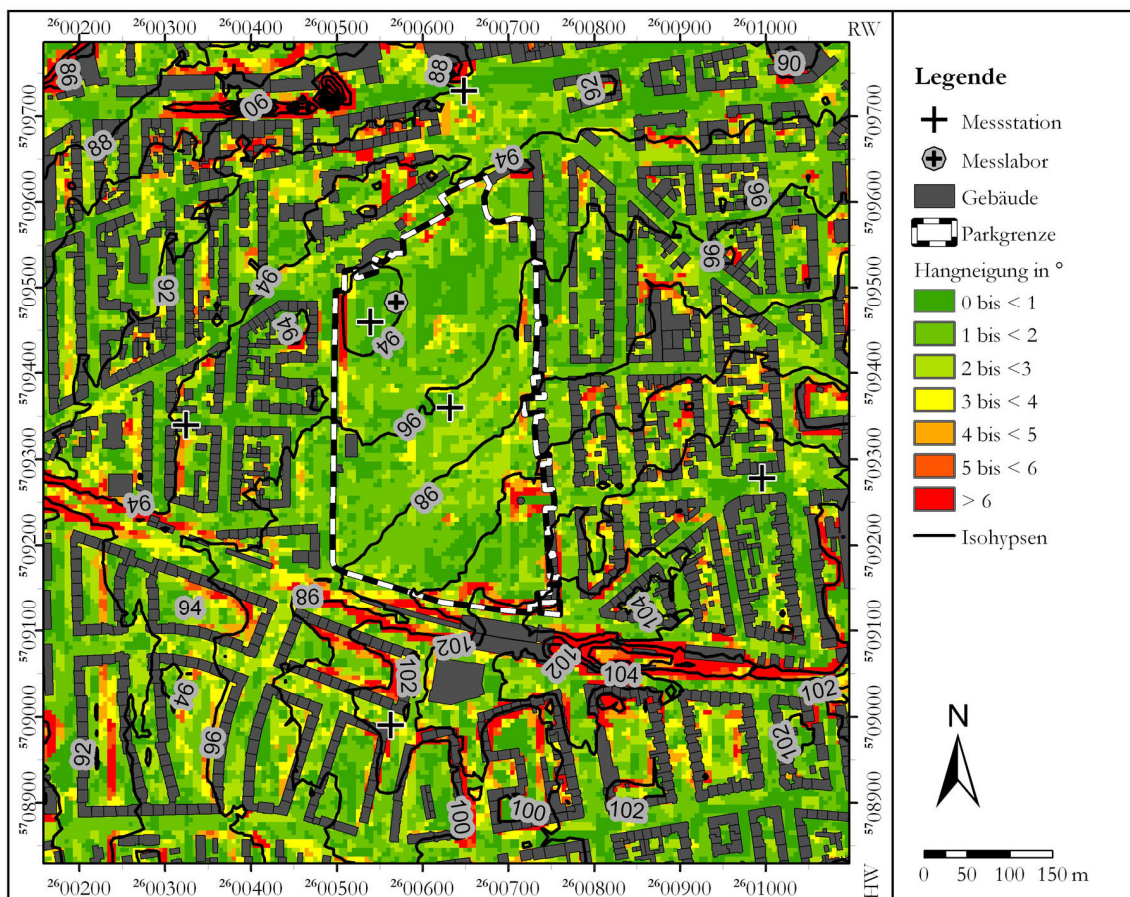


Abb. 13: Oberflächenstrahlungstemperaturen im Untersuchungsgebiet Dortmund Westpark und Umgebung für die Tagsituation (oben: 17.10.1984, ca. 14:00 h; 7 h nach SA) und die Nachtsituation (unten: 30.10.1984, ca. 22:30 h; 5 h nach SU), genordnet, erfasster Spektralbereich 8 - 14 μm
(Quelle: Kommunalverband Ruhrgebiet 1986)

Der nach N orientierte, leicht trapezförmige Westpark hat eine Größe von 10,3 ha (inkl. private Hausgärten), mit einer Kantenlänge von 430 m (mittlere N-S Erstreckung) bzw. 240 m (mittlere E-W Erstreckung). Abb. 14 und Karte 2 zeigen, dass im Untersuchungsgebiet (Westpark und Umgebung) kaum Reliefenergie vorzufinden ist.



Abb. 14: Mit Luftbild (Aufnahme: Juli 2003) unterlegtes digitales Geländemodell (1,22-fache Überhöhung, Schrägansicht) des Westparks und seiner bebauten Umgebung. Als zusätzliche Information wurde quaderförmig das Erscheinungsbild der Gebäude (ohne Giebelinformation) in die Darstellung gefügt. Blickrichtung: Nord.
(Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage der DGK 5 (Blatt 441029))



Karte 2: Karte des Untersuchungsgebiets mit Schichten der Hangneigung (Gitternetzweite 5 m x 5 m) und Lage der installierten Klimastationen und Standort des temporär eingesetzten mobilen Messlabors.

Den höchsten Punkt im Untersuchungsgebiet stellt die Möllerbrücke²⁴ im SE des Parks dar. Sie überwindet die von WNW nach ESE verlaufende zweigleisige S-Bahnstrecke, die östlich der Möllerstraße in einer Grabenstruktur, süd-westlich des Parks aber in etwa ebenerdig verläuft. Es gibt kleine Höhenstufen (ca. 1 m) am äußersten Südostrand, am östlichen Parkeingang sowie im Nord-Westen der Grünfläche. Der Park insgesamt ist fast eben. Anhand der Hangneigungssignatur und der Isohypsen in Karte 2 wird ein leichter Geländeabfall innerhalb des Parks von durchschnittlich 1° bis 2° nach NW deutlich.

Im Gebiet südlich der leicht begrünten Bahnstrecke säumen eine Krautschicht und – in lockeren Abständen vorzufindende – mittelhohe Laubbäume als eine zwei Meter breite Pufferzone zur geschlossenen Blockbebauung die Straßen. Gleichzeitig sind die zusammenhängenden Innenhofflächen im Vergleich zur restlichen Parkumgebung größer. Im Westen der Grünanlage öffnen sich ein gepflasterter Marktplatz am Parkrand sowie die geschlossene Blockbebauung jenseits der Rittershausstraße. In diesem Bereich zwischen Lange Straße und Bahnlinie prägen regelmäßig angepflanzte, aber nicht dicht gesetzte mittelhohe Bäume das Straßenbild. Gleichartig ist das Gebiet im NW und N des Parks geprägt, wobei eine kleine Grünfläche vor der Kirche eine durch Verkehrsflächen getrennte Verlängerung des Parks bildet. Die an der Nordspitze befindliche Freifläche ist nahezu plan und durch Schotter und verdichteten, unbewachsenen Bauschuttboden geprägt und wird vorwiegend als Stellfläche für PKW genutzt. An der Ostseite der Grünfläche schließt dichte Blockbebauung an die Häuserzeile am Parkrand an und setzt sich in Richtung Stadtzentrum fort. Bäume sind dort vereinzelt in den Straßen zu finden. Das gesamte Untersuchungsgebiet ist gekennzeichnet durch einen relativ hohen Begrünungsgrad der Innenhöfe. Im Westpark selbst sind ca. 38,5 % der Fläche (4 ha) im Sommer von Baumkronen bedeckt. Diese Maßzahl wurde in Anlehnung an die „crown cover scale“ Methode aus Luftbildern (NOWAK et al. 1996) sowie durch Feldmessungen ermittelt. Weitere Flächenbedeckungsangaben sind Tab. 5 und Karte 3 zu entnehmen.

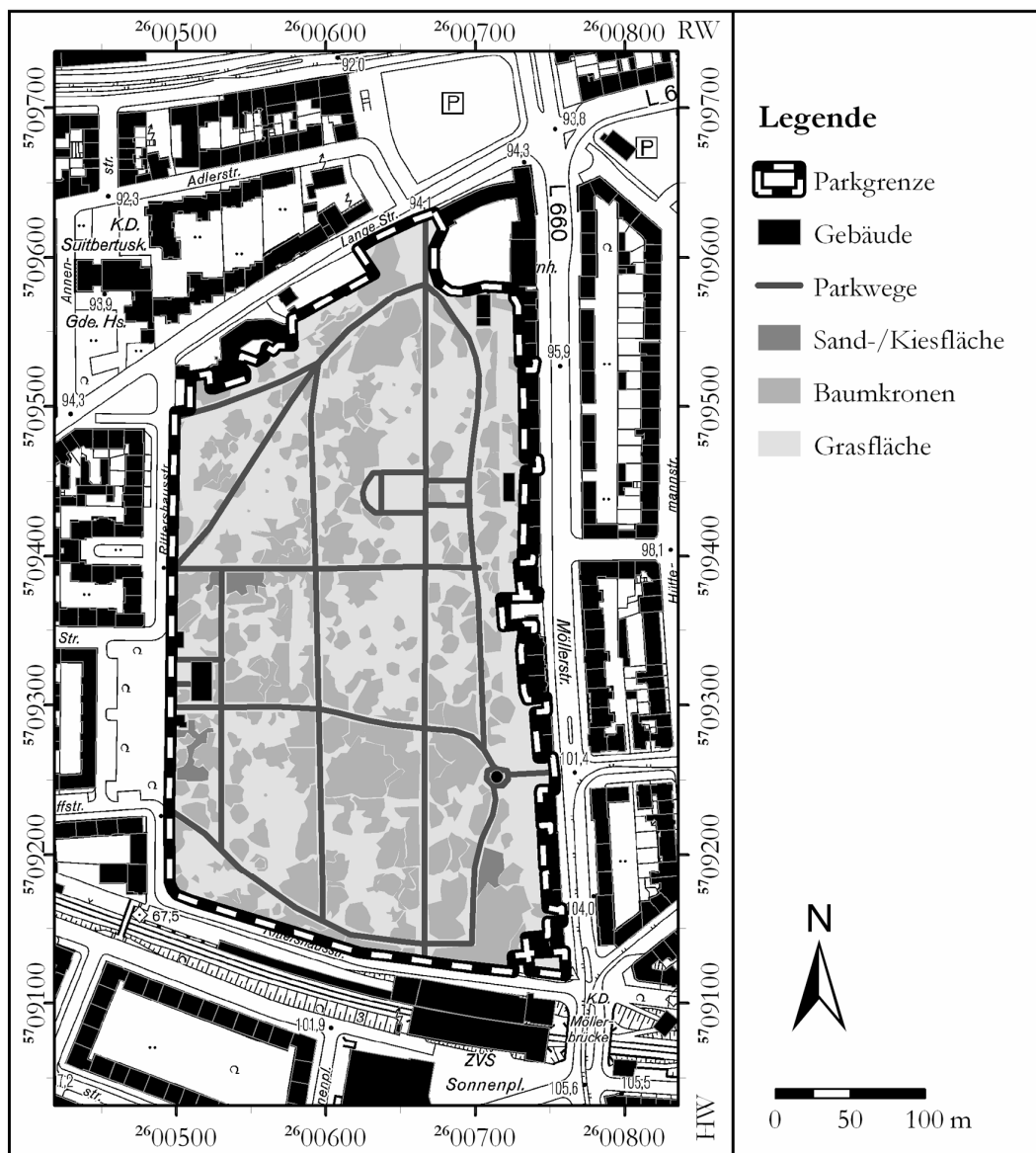
Tab. 5: Flächenbedeckungen im Westpark während der Sommermonate.

TYP	[Fläche] ha	Fläche in %
Niedrige Vegetation (bis 2 m)	4,5	43,8
Baumkronen	4,0	38,5
Gebäude	0,9	9
Wege	0,8	8
Spielfläche, Sand	0,1	1
Gesamt	10,3	100

(Quelle: eigene Erhebung)

²⁴ Zu den Namen der Straßen und Gebäude sei auch auf Karte 3 verwiesen.

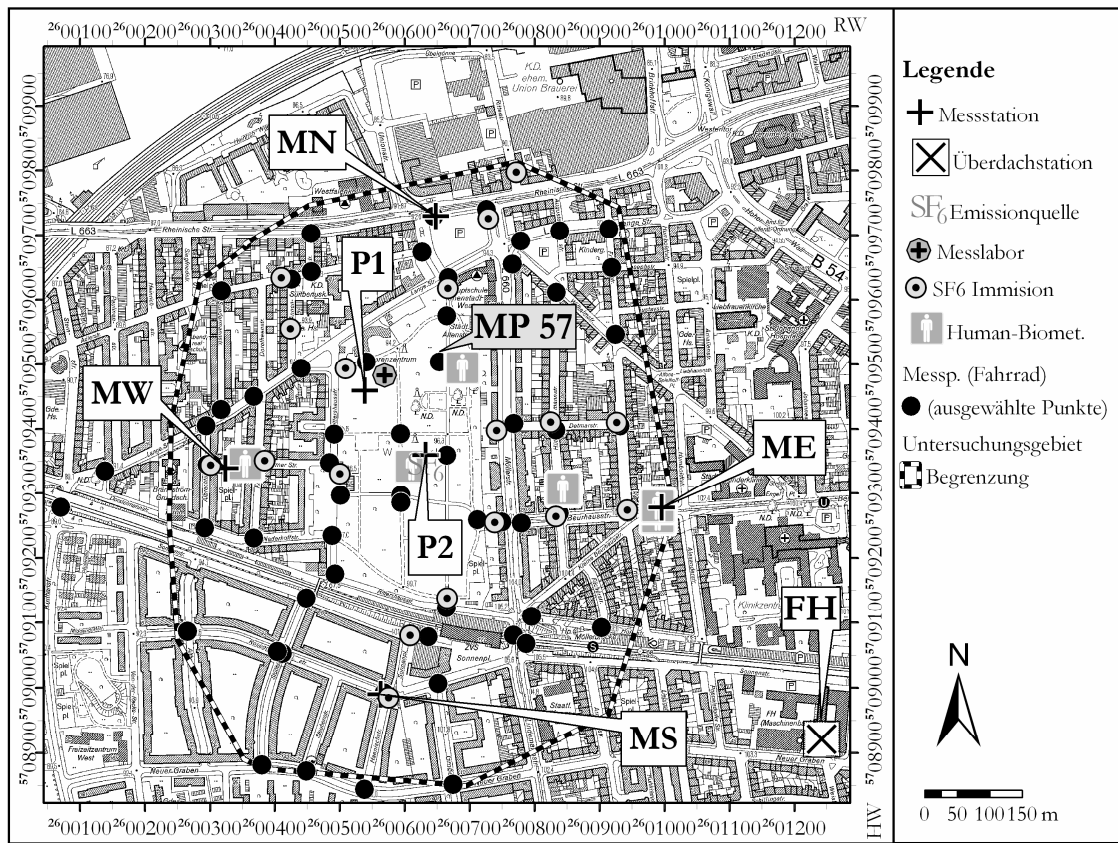
Die beiden kleinen Gebäude im E des Parks sind einstöckig, das größere fünfstöckig. Im NW befinden sich zwei Mehrfachgaragen auf dem Parkgebiet, die kreisförmige Struktur am Westausgang stellt lediglich einen Holzunterstand dar. Die durch den Park führenden Wege zeichnen sich durch eine Asphaltdecke aus und haben eine Breite von ca. 2 m. Nur der mittlere N – S verlaufende Weg (Rechtswert 2600600) besteht aus verdichtetem Boden, der SW – NE verlaufende Weg von der Rittershausstraße zum Seniorenzentrum (hufeisenförmiges Gebäude) ist mit Steinplatten gepflastert. Im S und N ist der Park durch ca. 2 m hohe, relativ dichte Hecken begrenzt, im Osten durch eine direkt angesiedelte Häuserzeile.



Karte 3: Visualisierung des Grundrisses vom Westpark und der direkt anschließenden Gartengrundstücke. Gekennzeichnet sind die sommerlichen Flächennutzungen. (Quelle: eigene Erhebung)

Das mit den durchgeführten mobilen und stationären Messungen berücksichtigte Untersuchungsgebiet erstreckt sich in etwa von der Rheinischen Straße im N, der

Friedrichstr. im E, dem Neuen Graben im S und der Albrechtstr. im W. Es nimmt etwa eine Fläche von rund 60 ha ein (vgl. Karte 4).



Karte 4: Karte des Untersuchungsgebiets. Dargestellt sind die Lage des Untersuchungsgebiets, die Lage der installierten Klimastationen (mit Stationskürzel), der Standort des temporär eingesetzten mobilen Messlabors, die Messstellen zur Erhebung thermisch relevanter human-biometeorologischer Einflussgrößen sowie ausgewählte Punkte auf der Route, die für Fahrrad gestützte Temperaturmessungen gewählt wurde.

Die Höhe der an den Park angrenzenden (Wohn-) Gebäude liegt bei ca. 12 m bis 18 m, einhergehend mit meist vier Stockwerken. Es handelt sich fast durchweg um geschlossene Blockbebauung. Die Straßen sind zwischen Lange Straße und der S-Bahn Trasse, im Westen des Parks großflächig und im Osten nur an Kreuzungen gepflastert (kein Naturstein). Vierspurig sind Lindemannstr./Möllerstr. und Rheinische Str. Es zeigt sich deutlich, dass nur die DTV²⁵ dieser beiden Straßen für ein relativ hohes Verkehrsaufkommen spricht. Sie liegt jeweils bei etwa 16000 Kfz d⁻¹ (vgl. Abschn. 11.5). Damit sind diese auch die Hauptlinienquellen für Kfz-bedingte Schadgasemissionen. Allein der Bereich der Kreuzung der beiden Straßen im NNE des Parks weist noch um ein Drittel höhere DTV-Werte auf, z.T. zusätzlich beeinflusst durch den Verkehr aus N (Unionstr.).

²⁵ DTV = durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (Anzahl der passierenden Kraftfahrzeuge pro Tag).

5 Repräsentativität des Untersuchungsgebietes

Die Fläche des Untersuchungsgebiets stellt mit 10,3 ha einen nur sehr kleinen Anteil der Dortmunder Grünflächen bzw. des Dortmunder Stadtgebiets dar. Für europäische Städte üblich, ist eine Verteilung des Grünlandes auf zwei typische Bereiche.

Einerseits ist hier das ländlich geprägte Umland zu nennen, das typischerweise durch agrarische und forstliche Nutzung geprägt ist. Hierzu können gleichzeitig die so genannten Grüngürtel von Städten aber auch die regionalen Grünzüge in Ballungsräumen, wie dem Ruhrgebiet gezählt werden. Typischerweise bestimmen die oben beschriebenen Flächen den Grünland- bzw. unversiegelten Anteil einer Stadt. Da die Grün- und Landwirtschaftsflächen an die ländlichen Bereiche anschließen, unterscheiden sie sich in Funktion und Nutzen kaum von diesen. Andererseits stellen die innerstädtischen Grünflächen den anderen typischen Bereich städtischen Grünlandes dar. Die Parkanlagen, Friedhöfe, Innenhöfe und bereits begrünten Brachflächen kommen in unterschiedlichen Größen vor und übernehmen wichtige soziale, ökologische und wirtschaftliche Funktionen (vgl. Kapitel 3).

Eine genaue Statistik über Größe und Lage dieser Flächen in europäischen Großstädten liegt nicht vor. Mit Hilfe von hoch aufgelösten Fernerkundungsdaten ist es aber möglich, den Anteil der Grünflächen und deren Häufigkeitsverteilung in Abhängigkeit von Größenklassen für ausgewählte Ballungsräume darzustellen. Die Informationen konnten mit Hilfe von Daten aus dem europäischen Forschungsprojekt MURBANDY bzw. dessen Nachfolger MOLAND gewonnen werden (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2002; KASANKO et al. 2005; EUROPEAN COMMISSION 2005). Ausgehend von den Gebieten mit der Landnutzungs-kategorie "Artificial Surfaces" (künstlich geprägte Oberflächen = Stadtgebiete, Gewerbe-, Industrie-, Verkehrs-, Abbau-, Deponie-, Bauflächen, nicht-agrarische künstlich angelegte Vegetationsflächen) der aktuellen CORINE Landnutzungskarte (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 1995) sind mehr als 25 europäische Städte bzw. Ballungsräume im Rahmen von MOLAND untersucht worden. Das Gesamtuntersuchungsgebiet bei Solitärstädten wird um eine Pufferzone erweitert, die sich aus folgender Beziehung errechnet:

$$Pufferzonenfläche = 0,25 * \sqrt{Fläche_der_Artificial_Surface} \quad \text{Gl. 22}$$

Dadurch werden sowohl die agrarischen und forstlichen als auch die möglichen Siedlungswachstumsflächen mit erfasst. Das Untersuchungsgebiet verdoppelt sich dabei etwa in seiner Größe. Die urbanen Landnutzungsänderungen und deren Ursachen seit Ende des zweiten Weltkriegs bis heute sowie eine weitere Szenarienentwicklung stehen im Vordergrund

des Forschungsinteresses des Projekts, das auf Luftbild- und hochauflösende Satellitendaten²⁶ zurückgreift. Innerhalb der künstlich geprägten Oberflächen entspricht die Subkategorie „Green Urban Area“ (GUA) den oben genannten innerstädtischen Grünflächen. Allerdings werden begrünte Brachflächen nur in Einzelfällen hinzugezählt. Innenhöfe und Grünanlagen, die z.B. Plattenbausiedlungen durchdringen, werden ebenfalls nicht zu den GUAs gezählt. Vegetations- und Topografieverhältnisse können nicht berücksichtigt werden.

Für diese Arbeit konnten zehn mitteleuropäische Ballungsräume²⁷ auf Anzahl, Größe und Verteilung der GUAs untersucht werden.

Die GUAs lagen nur in Ausnahmefällen innerhalb der Pufferzone (vgl. Abschn. 11.7). In Einzelfällen kann ein Angrenzen an Landwirtschaftsflächen oder Wälder daher nicht ausgeschlossen werden. Bei der Analyse kann aber von einer Lage der Grünflächen innerhalb des Baukörpers ausgegangen werden.

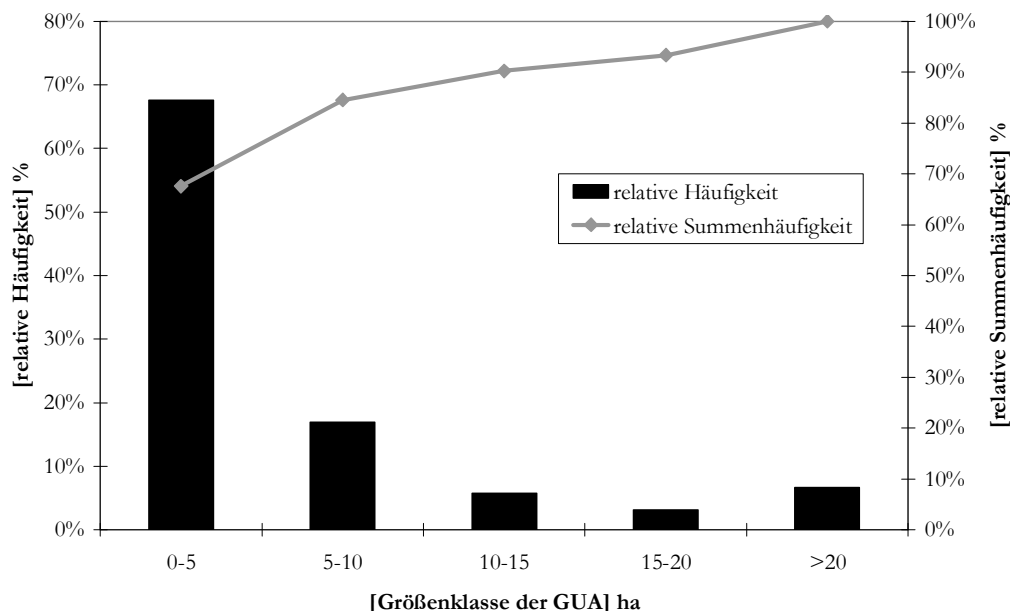


Abb. 15: Klassifizierte relative Häufigkeit und relative Summenhäufigkeit der Green Urban Areas (GUA) in Abhängigkeit ihrer Grundfläche (Klassengröße: 5 ha). N = 1970, aus zehn verschiedenen Untersuchungsgebieten. Die Daten stammen aus den Jahren 1997, 1998 und 1999.

Quelle: MOLAND Database, Courtesy of Land Management Unit EC/JRC/IES

Die mit dem Westpark vergleichbaren Flächen der Größenklassen 5 – 10 ha und 10 – 15 ha machen mit einem Anteil von 22,7 % fast ein Viertel der Grünflächen aus. Zusammen mit den Flächen der kleinsten Größenklasse (0 – 5 ha) sind damit 90 % der GUA kleiner als 15

²⁶ Zurzeit: IRS-1C; panchromatisch, Auflösung pro Pixel: 5,7 m * 5,7 m. Die minimale Flächenauflösung des MOLAND Datensatzes liegt bei 0,8 ha bis 0,9 ha.

²⁷ Bratislava, Brüssel, Dresden, Grenoble, Helsinki, Marseille, München, Prag, westliches Ruhrgebiet (DU-E), Wien

ha. Große Parkanlagen mit einer Größe von über 40 ha machen dagegen nur drei Prozent der Grünflächen aus.

Damit nehmen die Größenklassen von 5 – 10 ha und 10 – 15 ha mindestens genauso viel Grünfläche am Gesamtstadtgebiet ein, wie jene mit einer Grundfläche über 20 ha. Beachtet man die bevorzugte Lage großer Grünflächen in den Randbereichen der Städte, wird die Relevanz der kleineren Parkanlagen deutlich.

Wenn davon ausgegangen wird, dass von den kleinen GUAs mit weniger als 5 ha Grundfläche keine klimatische oder lufthygienische Wirkung auf ihre Umgebung ausgeht²⁸, so kann festgehalten werden, dass der untersuchte Westpark als klimatologisch repräsentativ in seiner Wirkung für die am häufigsten vorkommenden Grünflächen mit einer Grundfläche zwischen 5 ha und 15 ha angesehen werden kann. Auch bei einer sehr scharfen Berücksichtigung der 9 – 11 ha großen GUAs treten diese mit 3,5 % häufiger auf als Parkanlagen mit über 40 ha. Allein im westlichen Ruhrgebiet sind 9,2 % der Grünflächen 9 – 11 ha bzw. 33,2 % 5 – 15 ha groß. Den großen Parkanlagen kann zwar eine hohe klimatische Wirksamkeit (VON STÜLPNAGEL 1987; JAUREGUI 1990; ELIASSON & UPMANIS 2000; STRASSBURGER 2004) bescheinigt werden, ihr Vorkommen und damit ihre Wirkung auf die Umgebung ist aber eingeschränkt, da urbane Räume eben typischerweise nicht durch große Grünflächen geprägt sind. In drei der zehn untersuchten Städte sind auch gar keine großen Grünflächen (> 30 ha) vorhanden. Die klimatische Wirksamkeit kleinerer Grünflächen aufgrund ihrer größeren Anzahl in Städten sollte daher nicht vernachlässigt werden. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, dass neue Parkflächen in dieser Größenordnung geschaffen werden können, z.B. auf Konversionsflächen, die im Rahmen von städtischen Schrumpfungsprozessen oder bei der Neuerschließung von Stadtteilen ausgewiesen werden können.

Hinsichtlich der Entwicklung des Anteils der urbanen Grünflächen an der gesamten urbanen Fläche seit den 1950er Jahren ist Folgendes festzustellen: Während die verstädterte Fläche in allen Räumen anstieg, sank der mittlere prozentuale Anteil von GUAs an diesen Flächen von 6,8 % auf 5,5 % (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2002; KASANKO et al. 2005). Nur in den deutschen Ballungsräumen München und westliches Ruhrgebiet stieg dieser leicht an. Die klimatologische Konsequenz daraus ist, dass weniger Hektar Grünfläche für eine mögliche Klimamelioration des verstädterten Gebiets zur Verfügung stehen. Eine Fernwirkung der kleinen Grünflächen nimmt daher einen wichtigen Status ein, da von diesen vor allem in urbanen Wachstums- oder Konversionsräumen wichtige Wohlfahrtswirkungen ausgehen.

²⁸ Zu bedenken ist, dass z.B. die Untersuchungen im suburbanen Raum nordamerikanischer Großstädte auch diesen Flächen unter bestimmten Bedingungen gewisse Fernwirkungen zuschreiben (Oke 1989; Spronken-Smith & Oke 1998).

Problematisch wird die Bewertung der GUAs hinsichtlich der Lage im Stadtgebiet, der Oberflächengestalt sowie bei der Vegetationsgestaltung. Dieses Problem stellt sich jedoch unabhängig von der Größe der jeweiligen Grünfläche. Da weder Informationen zur Vegetation noch zur Reliefsituation vorliegen, können die Aussagen zur Größenverteilung nicht ohne Einschränkung betrachtet werden. Je nach Bewuchs können Energieumsatzflächen und deren Eigenschaften sowie deren Höhe über Grund stark variieren. Das Verhalten der Klimaelemente, vor allem der Lufttemperatur kann dadurch nachhaltig beeinflusst werden. Gerade die Morphologie einer Parkanlage entscheidet mit über den Luftaustausch. So kann es bei entsprechenden Wetterlagen zur Kaltluftseebildung in Senken kommen und folglich der Luftaustausch unterbunden werden. Hanglagen dagegen führen zu der Falllinie folgenden Kaltluftabflüssen, was eine selektierende Wirkung auf die Umgebung zur Folge haben kann. Die Verteilung der Grünflächen im Stadtgebiet ist sehr unterschiedlich. Große Grünflächen erstrecken sich entlang von Flüssen (München, Prag, Wien) und können dadurch zusätzliche Funktionen von Luftleitbahnen einnehmen oder befinden sich außerhalb der Stadtzentren (Bratislava, Brüssel, Lyon, Ruhrgebiet). Kleinere Grünflächen dagegen sind auch innerhalb der Stadtzentren positioniert, die als Innenstadtklimatope am stärksten belastet sind. Damit erscheint die Wirkung von GUAs besonders wichtig.

6 Angewendete Methoden

Klimatische Unterschiede zwischen innerstädtischer Grünanlage und angrenzendem Baukörper treten in Mitteleuropa zum Großteil nachts auf. Dies ist auf deren unterschiedliche, unter autochthonen Verhältnissen besonders intensive, vor allem ausstrahlungsbedingte Abkühlung zurückzuführen, wie in den Kapiteln 3.2.1 und 3.2.2 ausführlich erläutert. Die PCI ist das offensichtlichste Erscheinungsbild dessen, wobei auch andere Klimaelemente sowie Spurenstoffkonzentrationen beeinflusst werden. Während der Tagstunden tritt diese bei Parkanlagen mit dichtem Baumbestand und gleichzeitiger intensiver Einstrahlung oder bei intensiver Bewässerung der Grünfläche auf. Nächtliche Inversionen treten in Parks häufiger auf und sind intensiver in ihrem Verlauf, als in der übrigen UCL (vgl. Abschn. 3.2.2.7). Aufgrund des unterschiedlichen nächtlichen Temperaturverhaltens kommt es entweder durch Mitführungseffekte des Windes oder durch eine Parkbreeze zur Ausbreitung von lokaler Kaltluft in den Baukörper (s. Abschn. 3.2.3, 3.2.4), die zu thermischer Entlastung führen kann (s. Abschn. 3.2.7). Bisher konnte die Parkbreeze nur für große Stadtparkanlagen (Mindestgröße 58 ha) oder bei Schneebedeckung nachgewiesen werden. Daher gilt es, Messungen durchzuführen, die das nächtliche Auftreten einer Parkbreeze aus – in Größe, Gestaltung und Pflege – typischen Grünflächen heraus untersuchen (s. auch Abschn. 5). Darüber hinaus werden weitere lufthygienische und klimatische, teilweise mit der Parkbreeze verknüpfte, aber auch davon unabhängige Wirkungen untersucht.

Das Messkonzept dieser Arbeit ist in drei Hauptkomponenten unterteilt: stationäre Messungen, mobile Messungen und numerische Modellierungen. Um eine hohe lückenlose zeitliche Auflösung zu erreichen, wurde im Untersuchungsgebiet ein – kontinuierlich über bis zu 16 Monate laufendes – temporäres Messnetz mit Klimastationen errichtet (vgl. Abschn. 6.1). Wenngleich diese im Rahmen einer klimatoporientierten Betrachtungsweise repräsentativ für ein Gebiet gleichartigen klimatischen Verhaltens stehen, können sie die kleinräumigen Differenzen, die bei einer 10,3 ha großen Parkanlage und ihrer unmittelbaren Umgebung zu erwarten sind, nicht hinreichend genau wiedergeben. Daher war es notwendig, unter ausgewählten autochthonen Wetterlagen, die durch hohen Energieinput am Tage und ungehinderter Ausstrahlung sowie stabilen Verhältnissen während der Nacht gegeben sind, weitere mobile Messungen durchzuführen. Wenn auch nicht kontinuierlich Daten erfassend, so geben sie doch wegen ihrer hohen räumlichen Auflösung Aufschluss über die klimatologisch-lufthygienisch relevanten Prozesse, die flächenhafte Lufttemperaturentwicklung und die Ausbreitung von Luftmassen im Untersuchungsgebiet. Ihre Durchführung zu repräsentativen Wetterlagen und Zeitpunkten lassen in Kombination

mit den stationären Daten im Idealfall Rückschlüsse auf die Interaktion von Park und Nachbarschaft für den gesamten Untersuchungszeitraum zu. Die numerischen Modellierungen dienen zur Ergänzung der durch die Messungen gewonnenen Informationen und zur Bewertung der Prognosegüte durch ein numerisch-dynamisches Modell bei innerstädtischen Grünanlagen.

Bisher durchgeführte Studien zu der klimatischen und/oder lufthygienischen Reichweite von Parkanlagen auf ihre Umgebung, sowohl in hoch verdichteten als auch in suburbanen Stadtgebieten, haben häufig eine maximal feststellbare Modifikation der gemessenen Klimaelemente in der UCL des Baukörpers bis in eine Entfernung von der Grünfläche, die der ihrer maximalen Kantenlänge entsprach, beobachtet (vgl. Abschn. 3.2.4) (JAUREGUI 1990; SPRONKEN-SMITH & OKE 1998; SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2000). Dieser Richtwert wurde vor Beginn der Messperiode anhand von exemplarischen Messfahrten und Tracerexperimenten im Untersuchungsgebiet geprüft. Dabei ergab sich einerseits eine wesentlich weitreichendere Ausbreitung von Parkluft in den Stadtkörper (vgl. hierzu Abschn. 6.2.1). Andererseits zeigte sich hinsichtlich der Auswirkungen auf die Lufttemperatur in der Parkumgebung ein kleineres Gebiet als der oben genannte Richtwert erwarten ließ. Zusätzlich wurden aber topografische und orografische Faktoren in Betracht gezogen. Die in Karte 2 zu erkennende Abdachung des stark versiegelten Geländes nördlich der Rheinischen Straße schließt eine direkte Beeinflussung des Parks bzw. des oben definierten Untersuchungsgebiets durch Luftmassen aus diesem nordexponierten Gebiet aus. Eine Ausnahme bilden übergeordnete Verfrachtungseffekte, die mit allochthonen Wetterlagen einhergehen. Eine Beeinflussung dieses Bereichs durch den Park ist dagegen nicht ganz auszuschließen. Die zu erwartende, vom Park ausgehende Luftmassenverlagerung (Parkbreeze oder Mitführungseffekt) stellt sich primär bei autochthonen Wetterbedingungen ein (vgl. z.B. ELIASSON & UPMANIS 2000). Genauso ist dies aber der Fall für eine effektive Kaltluftproduktion und -verlagerung durch Gleisanlagen (WEBER 2004), wie sie ein wenig weiter nördlich verlaufen. Deren zusätzliche Funktion als Luftleitbahn (WEBER & KÜTTLER 2003; REGIONALVERBAND RUHR 2005) hätte eine Differenzierung der Einflüsse dieser und des Parks sehr schwierig gemacht. Die ausschließlich gewerbliche Nutzung des angesprochenen Bereichs war außerdem weniger von angewandtem planerischem bzw. human-biometeorologischen Interesse. Der Bereich nördlich der Rheinischen Straße wurde daher nicht in das kleinräumige Untersuchungsgebiet (Karte 2) miteingeschlossen.

Im Folgenden wird auf das messmethodische Konzept eingegangen.

6.1 Stationäre Messungen

Für die stationären Messungen wurden im Untersuchungsgebiet sechs temporäre Klimastationen errichtet (s. Tab. 6; Karte 4; technische Daten s. Abschn. 11.4). Zwei davon standen im Park selbst, die vier anderen sind, an Masten der Straßenbeleuchtung befestigt, in den Straßenschluchten der bebauten Umgebung, je eine im N, E, S und W der Grünfläche installiert gewesen. Daher beschreibt der zweite Buchstabe des Stationskürzels ihre Position, vom Parkmittelpunkt aus gesehen (z.B. ME für „Mast Ost“). Detailangaben liefert Tab. 6. Die Parkstationen sind so ausgewählt worden, dass sie nicht ein mikroskaliges (γ) Bestandsklima, sondern möglichst repräsentativ die Eigenschaften der Parkluft wiedergeben. Die Station P1 stand auf der größten zusammenhängenden offenen Rasenfläche des Parks in einer leichten Senke, da der ganz leicht geneigte Grund zum Parkrand im NW wieder um etwa einen Meter ansteigt (vgl. Karte 2). Station P2 stand etwa im Mittelpunkt der Grünfläche, war ebenfalls nicht durch Baumkronen bedeckt, ist aber durch einen kleineren SVF aufgrund der sie umgebenden Bäume charakterisiert gewesen. Die Standorte der vier übrigen Stationen sollten dabei möglichst drei Hauptkriterien erfüllen: Einerseits musste gewährleistet sein, dass die an der Station erfassten Messwerte bzw. deren Veränderungsraten repräsentativ für ihre Umgebung sind (z.B. BÖHM 1998). Das beinhaltet besonders die Faktoren Versiegelungsgrad, Flächennutzungsstruktur, H/W und typische aerodynamische Bedingungen. Zum zweiten sollten die Stationen so positioniert sein, dass sie mögliche vom Park ausgehende Strömungen erfassen können. Weil solche am ehesten an den offenen, barrierefreien Randbereichen der Grünfläche austreten können und im weiteren Verlauf bodennah die Straßenschlucht als Luftleitbahn (MAYER et al. 1994) fungiert, wurde jeweils ein Standort gewählt, der diesen Anforderungen entsprach. Drittens sollten sich die vier Stationen möglichst in gleicher Entfernung vom Parkrand befinden, um eine interstationäre Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Tab. 6: Zusammenstellung ausgewählter Informationen der genutzten Messstationen.

Messstation	Bauliche Umgebung	Rechtswert (RW)	Hochwert (HW)	Höhe in m ü. NN	meteorolog. Messgrößen (-höhe ü. Gr. in m)	Kalmengrenze der Windgeber in m s ⁻¹	Entfernung vom Parkzentrum in m (Position)	SVF
P1	Park	2600542	5709449	94	tl, f (3,5 m), tl (0,2 m), u, Φ (4 m)	0,5	133 (NW)	0,82
P2	Park	2600637	5709355	95	tl, f (3,5 m), tl (0,2 m), u, Φ (4 m)	0,5	-	0,66
MN	Brache/ Blockbebauung	2600644	5709728	93	tl, f (3,5 m), u, Φ (4 m)	0,5	375 (N)	0,88
ME	Blockbebauung	2600988	5709281	101	tl, f (3,5 m), u, Φ (4 m)	0,5	360 (E)	0,75
MS	Blockbebauung/ Grün	2600564	5708986	102	tl, f (3,5 m), u, Φ (4 m)	0,5	370 (S)	0,74
MW	Blockbebauung	2600325	5709337	94	tl, f (3,5 m), u, Φ (4 m)	0,5	310 (W)	0,34
FH	Blockbebauung	2601232	5708903	139	tl, f, K \downarrow (2 m); u, Φ (3 m ü. Dach)	0,3	753 (ESE)	1
DOLIS	Brache/ Blockbebauung	2602950	5709349	105	p (1 m); tl, f, K \downarrow (3,5 m); u, Φ (10 m)	0,3	2330 (E)	n.V.
UniDO	Freiland/ Einzelhäuser	2598976	5707385	107	p (1 m); tl, f (2 m); u, Φ (10 m)	0,3	2560 (SW)	n.V.
NIED	Einzelhäuser/ Freiland	2608826	5718697	58	p (1 m); tl, f (2 m); u, Φ (30 m)	0,1	12437 (NE)	n.V.
DMD	Blockbebauung/ Grün	2601163	5712382	75	u, Φ (30 m)	0,1	3100 (NNE)	n.V.
UNNA	Bäume/ Großgebäude	2617533	5713916	72	p (1 m); tl, f (2 m); u, Φ (30 m)	0,1	17510 (ENE)	n.V.
VDOR	Blockbebauung	2601686	5710476	74	(nur Lufthyg.)	-	1513 (NE)	n.V.

(Quelle: Eigene Zusammenstellung)

Mit etwa 200 m Entfernung zum Parkrand war einerseits sichergestellt, dass der dominante klimatische Einfluss vom Baukörper und nicht vom Park ausgeht, andererseits eine Beeinflussung der Messwerte durch Luftmassen aus dem Park durchaus noch möglich ist. Zur optimalen Vergleichbarkeit der in der bodennahen Luftschicht oft durch große Gradienten geprägten meteorologischen Messgrößen wurden für die Messwertgeber dieser sechs Stationen jeweils gleiche Messhöhen gewählt. Das Windfeld wurde dabei in 4 m ü. Gr. erfasst, um einerseits die Beeinflussung durch Kfz und bodennahe Rauigkeitselemente gering zu halten. Andererseits war so die Möglichkeit zur Erfassung evtl. autochthoner bodennaher Strömungen gegeben (vgl. z.B. ELIASSON & UPMANIS 2000; THORSSON & ELIASSON 2003) und eine Beeinflussung des Austauschs durch den Kronenraum von Bäumen minimiert. Temperatur und Luftfeuchtigkeit wurden nicht, wie üblicherweise gefordert (VDI 1995), in 2 m sondern in 3,5 m ü. Gr. erfasst, um so möglichem Vandalismus an den Laternenstationen vorzubeugen. Vorteilhaft ist diese höhere Anbringung auch für den gesicherten Nachweis der

Bodeninversion in den untersten Schichten des Parks. Hier waren zusätzlich in 0,2 m ü. Gr. Lufttemperaturgeber installiert. So war es möglich, die bodennahe Temperaturschichtung über einen weiter integrierenden Höhengradienten von 3,3 m (anstelle von 1,8 m) zu messen. Wie Karte 4, S. 95 zu entnehmen ist, ist das Messnetz so ausgewählt worden, dass das gesamte Untersuchungsgebiet berücksichtigt wurde und in etwa dieselbe Fläche abdeckt, wie die mobilen Messungen (vgl. Abschn. 6.2).

Für zusätzliche Analysen wird in dieser Arbeit auf Informationen von weiteren Dortmunder Messstationen zurückgegriffen (s. Tab. 6). Dazu gehört außerdem eine aufgrund technischer und finanzieller Probleme erst im September 2003 installierte Messstation auf dem Dach des Gebäudes der 550 m entfernt, im ESE des Parks gelegenen Fachhochschule Dortmund. Das Dach des betreffenden Gebäudes liegt ca. 19 m über dem mittleren Dachniveau seiner Umgebung und damit auch dem des Untersuchungsgebiets. Der kleine turmartige Aufbau sowie die Befestigung der Messwertgeber in 6 m über dem eigentlichen Flachdach bedingten, dass die Beeinflussung durch die Gebäudeeffekte wie langwellige Ausstrahlung und Beeinflussung des Windfelds möglichst klein blieben. Aufgrund des singulär aufragenden 7-stöckigen Gebäudes kann davon ausgegangen werden, dass hier für die URS typische Messwerte erfasst werden (vgl. Abschn. 7.3.1). Die URS ist in dieser Höhe schon stärker durch die urbane Mischungsschicht beeinflusst. Die Station wurde primär für Aussagen zur atmosphärischen Stabilität der unteren Bereiche der UBL errichtet. Gleichzeitig sind aber auch Aussagen zum Windfeld über Dachniveau möglich.

Die übrigen Stationen werden im Folgenden als Fremdstationen bezeichnet, da sie nicht von der Abteilung Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie betrieben werden. Die Messstation DOLIS wird vom Umweltamt der Stadt Dortmund betreut und befindet sich im E des Stadtzentrums auf einem aufgelassenen Güterbahnhofgelände, nördlich der Lagerhallen des Großmarkts. Der Untergrund in ihrer Umgebung ist durch eine Asphaltdecke und Pflastersteine versiegelt, in Rissen und Fugen haben sich Gräser angesiedelt. Eine ca. 10 m hohe Lagerhalle befindet sich in ca. 50 m Abstand E – W verlaufend im Norden der Station. Abgesehen von vereinzelten, wenigen Bäumen (bis 3,5 m Höhe) ist in einem Umkreis von ca. 500 m keine vertikal mächtige Vegetation vorzufinden. Das Großmarkt-/Güterbahnhofsgebiet liegt inmitten des hochverdichteten Baukörpers. Dieser ist ähnlich gestaltet, wie das Gebiet zwischen Westpark und Innenstadt. Damit lassen sich punktuell Vergleichsaussagen über das weniger Straßenschlucht beeinflusste, bodennahe städtische Windfeld sowie über die – nicht von Grünflächen beeinflusste – Stadtklimamodifikation in Dortmund tätigen.

Die Daten der vom Geografischen Institut der Universität Dortmund betreuten Klimastation UniDO wurden bereits auch in beiden Klimaanalysen²⁹ genutzt und als relativ zentrumsnahe Umlandstation im SW des Westparks sowohl zur Ermittlung der UHI als auch für die Analyse des Windfelds herangezogen (KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET 1986; REGIONALVERBAND RUHR 2005). Die hohen Gebäude der Innenstadt sind von dort gut zu erkennen. Die Station befindet sich auf einem ökologisch-botanischen Versuchsgelände der Universität, das im N, E und S von Wiese bzw. Ackerland und im W und SW zusätzlich von, in mehreren Zehnermetern Abstand befindlichen, wenigen einzeln stehenden Einfamilienhäusern und Bäumen umgeben ist. Das Gelände ist jedoch mit einer durchschnittlichen Inklinatation von 10° und Hangexposition nach S wenig durch diese Strukturen beeinflusst. Gleichzeitig hat die Windanalyse gezeigt, dass eventuell auftretende Flurwinde aus dem SW-Sektor Dortmunds dort verzeichnet werden können (KIESE & OTTO 1986). Da sich der Westpark innerhalb dieses Sektors befindet, ist eine zuverlässige, wenn auch nicht immer exakte (mikroskalige (β , γ) turbulente Beeinflussung), Information über die Hauptströmungsrichtung im bodennahen Windfeld und damit auch in Dachniveau des Untersuchungsgebiets gewährleistet.

Zusätzlich wurden in Einzelfällen Daten von den Stationen des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen [Lünen-Niederaden (NIED), Unna (UNNA), Dortmund Nord (DMD), Verkehrsstation Dortmund Steinstraße/Hbf (VDOR)] zu Vergleichszwecken der lufthygienischen und meteorologischen Größen genutzt. Charakteristisch für diese Messstationen aus dem Luftqualitäts-Überwachungssystem (LUQS) ist ein 20 Fuss Container, auf und vor dem die Messgeräte installiert sind. Drei Wind messende Stationen (NIED, UNNA, DMD) erfassen diesen in 30 m ü. Gr. Damit sind punktuell Aussagen für die höheren Bereiche der UCL in der Stadt (DMD) sowie am Rande der suburban-ländlichen Siedlungsstruktur (NIED, UNNA) möglich. Aufgrund eines dichten, ca. 5 m hohen Vegetationsring um die in einer leichten künstlichen Senke (1 – 2 m) gelegenen Station UNNA sind die meteorologischen Messwerte dort nur bedingt zum Vergleich geeignet. Die Station NIED liegt inmitten einer leicht versiegelten Einfamilienhaussiedlung, deren weitere Umgebung, wie auch die der Station UNNA, neben Siedlungselementen durch viel landwirtschaftliche Nutzfläche geprägt ist. Die Station DMD liegt in einem Stadtklimatop. Der Versiegelungs- und Baukörpereinfluss am relativ offenen Standort ist jedoch leicht vermindert, da sich in ca. 500 m Entfernung der 63 ha große Fredenbaumpark nach Westen erstreckt, sowie eine kleinere Grünfläche im E zu finden ist. Die in ähnlicher Entfernung im N und S beginnende geschlossene Bebauung ist vierstöckig und vornehmlich von

²⁹ In den Klimaanalysen wurde diese Station als Station 10 oder Station Barop bezeichnet.

geschlossener Blockart. Die Station VDOR erfasst exemplarisch in unmittelbarer Nähe der Wallanlagen lufthygienische Parameter im innerstädtischen Lastraum.

6.1.1 Bestimmung der atmosphärischen Stabilität

Zur Klassifikation des Schichtungs Zustands werden in der Mikro- und Mesoklimatologie unterschiedliche Maße bzw. Unterscheidungsmerkmale herangezogen. Im Zentrum des Interesses liegt dabei meist die Herausstellung der autochthonen Wetterlagen, da zu diesem Zeitpunkt die Klimafaktoren der Messumwelt die meteorologischen Bedingungen am ausgeprägtesten beeinflussen. Ausschlaggebend sind dabei einerseits der Strahlungsenergieinput bzw. output, andererseits die horizontale und vertikale Verlagerung von Luftmassen in der Atmosphäre. Resultierend spielt die Schichtungsstabilität und Windscherung in der Stadtatmosphäre die herausragende Rolle. Bei der Charakterisierung kurzer Messzeiträume (Tag, Nacht, Woche) werden die meteorologischen Bedingungen oft lediglich qualitativ als z.B. wolkenloser Himmel (bzw. Angabe des Bedeckungsgrads) und schwach windig bezeichnet (z.B. THORSSON & ELIASSON 2003). Die Beschreibung der Inversionshäufigkeit bzw. -intensität hilft, bereits quantitativ abgrenzbare Aussagen auch für längere Zeiträume zu tätigen. Basierend auf für die zur Beurteilung von Ausbreitungsprozessen entwickelten Stabilitätskategorien (PASQUILL 1961), wird vor allem in deutschsprachigen Veröffentlichungen häufig auf die Bestimmung von Diffusionskategorien nach bodennahen Windgeschwindigkeit und Strahlungsbilanz bzw. Temperaturgradient- und Windgeschwindigkeitsmessungen zurückgegriffen (POLSTER 1969). Sieben Klassen sind nach diesem System unterscheidbar. Die Substitution des vertikalen Temperaturgradienten durch die Strahlungsbilanz gilt als gutes Verfahren bei der Kategorisierung, kann aber z.B. bei Warm- und Kaltluftadvektionen in der Höhe zu Ungenauigkeiten führen. Nachteil der Diffusionskategorisierung ist die Abhängigkeit von mehreren experimentell bestimmten Grenzwerten, die streng genommen nur für die am Entwicklungsstandort (relativ unbeeinflusstes Messfeld in Jülich, Messhöhen 20 m und 120 m ü.Gr.) herrschenden Bedingungen gelten. Der heterogene Zustand der Stadtatmosphäre ist nicht gut mit diesen Voraussetzungen vergleichbar und daher die Anwendung der Kategorisierung als problematisch anzusehen, nicht zuletzt deshalb, da in der bodennahen Stadtatmosphäre sehr unterschiedliche Strahlungsbilanzen festzustellen sind. So kann mit diesem Verfahren lediglich bestimmt werden, ob autochthone Bedingungen im Umland einer Stadt herrschen, nicht aber, ob dies der Fall auch für die Stadt selbst bzw. in ihren Parkanlagen gilt.

Ein häufig eingesetztes Maß für Turbulenz- und Stabilitätsbedingungen stellt die Richardsonzahl dar (vgl. z.B. OKE 1987; STULL 1988). Diese ist für unterschiedliche Atmosphärenschichtmächtigkeiten Δz sowohl bei stationären als auch bei In-Situ- und fernerkundlichen Messungen bestimmbar. Für die dimensionslose Gradient-Richardsonzahl

existieren in der Literatur leicht unterschiedliche Definitionen, die alle das Verhältnis von thermischen Auftriebskräften zu mechanischen Scherkräften beschreiben (s.u.). Der Unterschied liegt in der verschiedenen Definition von vertikalem Lufttemperaturgradienten und vertikalem Windgeschwindigkeitsgradienten. Unterscheidungen werden durch die Heranziehung von entweder absoluten, potenziellen oder virtuellen potenziellen Temperaturwerten und dem Einbezug oder der Nichtberücksichtigung der horizontalen Windrichtungsvektoren getroffen. Die in der vorliegenden Arbeit bestimmte Richardsonzahl wurde zwischen den Stationen P2 und FH (für die Grünfläche) bzw. ME und FH (für den Stadtkörper) für eine Schichtdicke von 44 m bzw. 38 m nach STULL (1988) bestimmt:

$$Ri = -\frac{g}{\Theta_v} \frac{\frac{\Delta\Theta_v}{\Delta z}}{\left(\frac{\Delta u}{\Delta z}\right)^2} \quad \text{Gl. 23}$$

Hierbei stehen Ri für die dimensionslose Richardsonzahl, $g = 9,81 \text{ m s}^{-2}$ für die Schwerkraftbeschleunigung, $[\Theta_v]$ in K für die virtuelle potenzielle Lufttemperatur, $[u]$ in m s^{-1} für die Windgeschwindigkeit und $[\Delta z]$ in m für die Schichtmächtigkeit. Im Gegensatz zu den empirisch festgelegten Grenzen bei der Diffusionskategorisierung, ist zur Bestimmung der Stabilität der Atmosphäre die kritische Richardsonzahl Ri_k als Grenzwert ausschlaggebend. In der Fachliteratur herrscht keine Einigkeit über diese. Der Wert liegt, je nach Autor, bei $Ri_k = 0$ (OKE 1987; ZMARSLY et al. 2002), $Ri_k = 0,2$ (FOKEN 2003) oder $Ri_k = 0,25$ (STULL 1988; GARRATT 1992; ROEDEL 1994; BENDIX 2004) bzw. für den Schwellwert hinsichtlich des Wechsels einer turbulenten zu einer quasi-laminaren Strömung bei $Ri_k=1$ (STULL 1988; FOKEN 2003). DÜTEMAYER (2000) diskutiert dies ausführlicher.

Die Richardsonzahl hat den Nachteil, dass sie beim Auftritt von Kalmen nicht definiert ist. Bei der Anwendung in der Stadtklimatologie sollte jedoch bedacht werden, dass Rauigkeitselemente die Aussagekraft der Richardsonzahl schmälern: Diese verursachen vor allem in der UCL und URS mikroskalige mechanische Turbulenzen, die punktuelle laminare Strömungen verhindern, aber von den zu Grunde gelegten Messgeräten nicht erfasst werden. So scheinen während starker Inversionen und geringer, aber noch gut messbarer Windgeschwindigkeitsdifferenzen, laut kritischer Richardsonzahl, sehr stabile Bedingungen zu herrschen, die aber in Natura nicht unbedingt vorzufinden sein müssen. Verdeutlicht werden soll das Verhalten der Richardsonzahl in Abb. 16, in der für verschiedene Inversionsintensitäten die Abhängigkeit von Ri gegenüber den Differenzen der Windgeschwindigkeit aufgetragen ist.

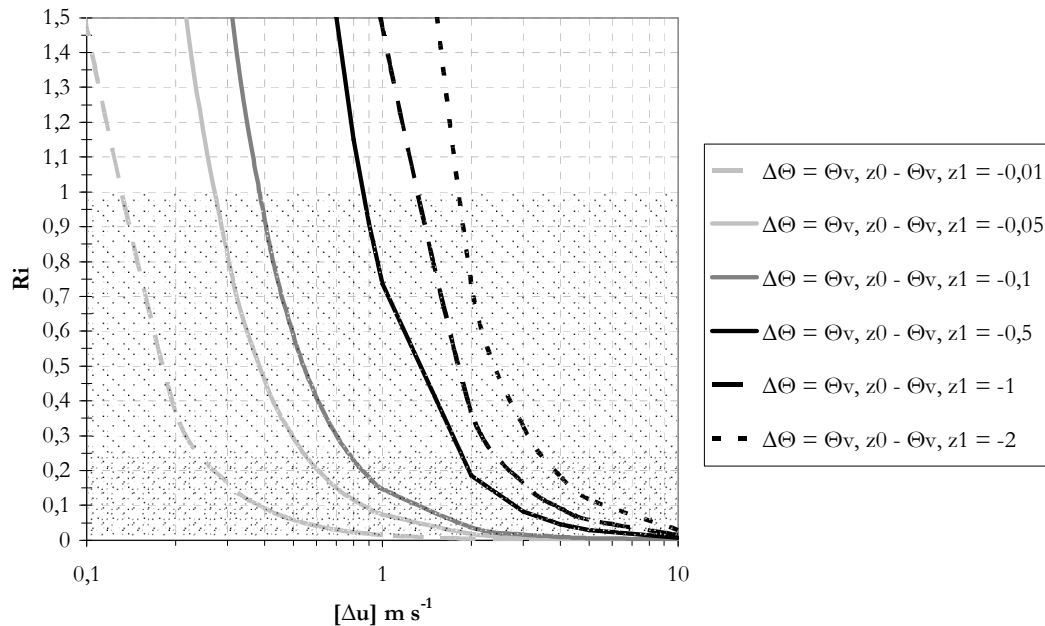


Abb. 16: Abhängigkeit der Richardson Zahl von der Differenz der Windgeschwindigkeiten zwischen den Messhöhen 4 m und 48 m ü. Gr. für unterschiedlich stabile Schichtungen. Die Schraffuren zeigen die beiden kritischen Richardson Zahlen $Ri = 0,25$ und $Ri = 1$ an. Θ ist dabei die potenzielle Temperatur, Θ_v die virtuelle potenzielle Temperatur (beide in K) und u die Windgeschwindigkeit in $m s^{-1}$. In der Legende sind die ausgewählten Differenzen der potenziellen, virtuellen Temperatur zwischen den Höhen z_0 und z_1 .

(Quelle: Eigene Darstellung)

In dieser Arbeit wurde trotz der beschriebenen Unsicherheiten der Grenzwert $Ri_k = 0,25$ gewählt, da die vom Stadtkörper abhängigen Faktoren auch nicht mit einem anderen kritischen Zahlenwert besser berücksichtigt werden können, zusätzlich aber hinreichend gute Erfahrungen mit dieser bestehen. Aufgrund der Unsicherheiten spricht FOKEN (2003) auch von dem „weitgehend“ (S. 47) nicht mehr stattfindenden turbulenten Austausch bei Erreichen des Schwellwertes. Dieser im Vergleich relativ hohe numerische Schwellwert bedingt, wie in Abb. 16 zu sehen, eine eher zurückhaltende Einschätzung von als stabil geltenden Witterungsbedingungen, wenn gilt:

$$\begin{aligned} Ri > Ri_k &\rightarrow \text{stabil} \\ 0 < Ri < Ri_k &\rightarrow \text{neutral} \\ Ri < 0 &\rightarrow \text{labil} \end{aligned}$$

Dennoch werden bei starken Inversionen (z.B. $\Delta\Theta = 2 \text{ K}$) die Bedingungen bei dieser kritischen Richardsonzahl als stabil beschrieben, auch wenn Windgeschwindigkeitsdifferenzen von fast 3 m s^{-1} vorherrschen. Unsicherheiten im Hinblick auf die Interpretation der Richardsonzahl ergeben sich durch die relativ große vertikale Messhöhendifferenz, die zu einer Glättung der Werte führen kann. Darüber hinaus könnte die Heranziehung der Station FH für die Berechnung des Zustands der Schichtung der Parkatmosphäre kritisch gesehen werden. Da jedoch davon ausgegangen werden kann, dass in der URS die Advektion und damit der horizontale Austausch im mikroskaligen Bereich (α) ungehindert stattfindet, wird

die Temperaturdifferenz der Stadtatmosphäre zwischen Park und Baukörper in dieser Messhöhe als hinreichend klein betrachtet. Diese Annahme wird durch den geringen Kalmenanteil an der Überdachstation bestätigt (vgl. Abb. 35, Abschn. 7.3). Da die Messwerte der Station FH deutlich oberhalb des mittleren Dachniveaus erfasst wurden, liefert die Richardsonzahl allein für die UCL im Baukörper tendenziell zu hohe Zahlenwerte, da innerhalb von Straßenschluchten aufgrund der Materialeigenschaften der Bausubstanz überwiegend labile und indifferente Verhältnisse herrschen, die erst oberhalb des Dachniveaus bei Himmelssichtfaktoren nahe 1 und mit zunehmender Entfernung von den Energieumsatzflächen wesentlich häufiger stabil werden. Über die lokale Schichtung der Atmosphäre oberhalb des Niveaus der Station FH können jedoch keine gesicherten Aussagen ohne entsprechende Messwerte getätigt werden, wie die Untersuchungen von BECKRÖGE (1990) gezeigt haben. Aufgrund von technischen Defekten konnten für die Auswertungen zur Richardsonzahl in dieser Arbeit nur 311 statt 366 Tage ausgewertet werden³⁰.

6.1.2 Datenqualitätssicherung

Die Messwerte der sechs Boden- sowie der Überdachstationen wurden wöchentlich ausgelesen und auf Plausibilität geprüft. Bei Erhalt der Datensätze von den Fremdstationen wurde genauso verfahren, wobei diese schon vorab einer Kontrolle durch den Betreiber unterzogen wurden. Unplausible Messwerte, die auf technische Defekte oder Wartungsarbeiten zurückzuführen sind, wurden aus dem Datensatz entfernt. Da die ausgewerteten Daten der einzelnen Stationen für unterschiedliche Zeiträume (maximal 16 Monate) vorliegen, wurde zur Überprüfung der klimatologischen Repräsentativität des Untersuchungszeitraums ein für nahezu alle Stationsdaten vorliegender 12 Monate umfassender Zeitabschnitt ausgewählt, in dem Daten von allen Stationen vorliegen. Dieser Zeitabschnitt erstreckt sich vom 10.06.2003 bis zum 09.06.2004. Durch den Einfluss des Schaltjahrs 2004 handelt es sich um Messwerte von 366 Tagen. Zusätzlich fand die Auswahl unter der Motivation statt, dass möglichst viele der mobilen Messeinsätze in diesem Zeitraum durchgeführt wurden. Auf Basis der aus den einzelnen Rohdatensätzen gebildeten Halbstundenmittelwerte³¹ wurden die folgenden Aussagen für die meteorologischen

³⁰ Die 55 nicht bewerteten Tage entfielen zu 38 % auf den September, 35 % auf den August, 15 % auf den Dezember, 11 % auf den Oktober und 2 % auf den November.

³¹ Da von den Stationen des temporären Messnetzes 3-min Mittelwerte, jedoch von der Station UniDo 10-min-Mittelwerte, von der Station DOLIS 15-min-Mittelwerte und von den Stationen des LUA 30-min Mittelwerte vorlagen, boten Daten in Form von 30-min Mitteln den besten Kompromiss. Hinzu kommt, dass mikroskalige (α) Prozesse z.T. dadurch noch abgebildet werden können, bei höher aufgelösten Rohdaten einzelne Lücken im Datensatz irrelevant werden und der grafische Verlauf geglättet und meist einfacher interpretierbar wird. In notwendigen Fällen werden im Verlauf dieser Arbeit aber auch die jeweiligen Rohdaten zur Auswertung herangezogen.

Charakteristika der Stationsstandorte getroffen. Tab. 7 zeigt eine Übersicht der prozentualen Ausfälle der Stationen auf Halbstundenmittelwertbasis.

Tab. 7: Datenausfälle der zur Analyse herangezogenen Messstationen für den Vergleichszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Zusätzliche Angabe des von der Statistik unabhängigen gesamten Messzeitraums der jeweiligen Station.

Station	Meteorologische Messgröße	Ausgefallene ½-h-Werte	Fehlende Daten in %	Messzeitraum der Station
P1	$t_i, t_{i(0,2)}; f, u, \Phi$	2077; 2091	11,8; 11,9	01.05.03 – 04.05.04
P2	$t_i, f, u, \Phi; t_{i(0,2)}$	329; 404	1,9; 2,3	01.05.03 – 11.08.04
MN	t_i, f, u, Φ	2161	12,3	01.05.03 – 18.08.04
ME	$t_i; f, u, \Phi$	600; 335	3,4; 1,9	01.05.03 – 18.08.04
MS	t_i, f, u, Φ	2280	13,0	01.05.03 – 18.08.04
MW	t_i, f, u, Φ	1515	8,6	01.05.03 – 18.08.04
FH	(s. Tab. 8)	(s. Tab. 8)	(s. Tab. 8)	17.09.03 – 18.08.04
DOLIS	$t_i, f, u, (\Phi); p, K_{\downarrow}$	2078; 2189; 1398	11,8; 12,5; 7,9	kontinuierlich
UniDO	t_i, f, u, Φ, p, P	8	0,0	kontinuierlich
NIED	$t_i, f, u, \Phi; p, P$	3; 4200; 3	0,0; 23,9; 0,0	kontinuierlich
DMD	u, Φ	200	0,01	kontinuierlich
UNNA	t_i, f, u, Φ, p, P	(s. Tab. 8)	(s. Tab. 8)	kontinuierlich
VDOR	[nur Lufthyg.]	-	-	kontinuierlich

Die Stationen UniDO, P2 und ME weisen für alle gemessenen Größen weniger als vier Prozent fehlende Messwerte auf, was einem annähernd vollständigen Datensatz entspricht. Daher werden für statistische Rückschlüsse als Grundgesamtheit primär die Daten dieser Stationen genutzt. So können die aus den mobilen Messeinsätzen gewonnenen Ergebnisse z.B. auf ihre Auftrittshäufigkeit bzw. Witterungsabhängigkeit untersucht werden. Da die Station FH ressourcenbedingt erst im September 2003 installiert werden konnte, werden ihre Kennwerte zusammen mit denen der Stationen UniDO und UNNA in Tab. 8 gesondert aufgeführt. Ein mittlerer Jahresgang kann dennoch mit Hilfe von Daten anderer Stationen gezeigt werden (s. hierzu Abschn. 11.8). Bei den Messausfällen der übrigen Stationen handelt es sich bis auf wenige Ausnahmen um technisch bedingte Ausfälle von jeweils einer Zeitperiode (meist eine Woche wegen Defekt des Speichermediums) oder von Einzelmesswerten.

Tab. 8: Messzeitraum und Datenausfälle der Stationen FH, UniDO und UNNA für den Vergleichszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Zusätzliche Angabe des von der Statistik unabhängigen gesamten Messzeitraums der jeweiligen Station.

Station	Meteorologische Messgröße	Ausgefallene ½-h-Werte	Fehlende Daten in %
FH	$t_i, f, u, \Phi, K_{\downarrow}$	920	5,67
UniDO	t_i, f, u, Φ, p, P	1	0,01
UNNA	t_i, f, u, Φ, p, P	205	1,26

Alle Luftfeuchtigkeitssensoren sind vor dem Messeinsatz kalibriert sowie während der Messphase durch ausreichend häufig auftretende Situationen der Wasserdampfsättigung regeneriert worden. Zusätzlich vor- und nachgeschaltete Parallelmessungen zwischen einzelnen Fühlern der Stationen des temporären Messnetzes für Lufttemperatur und

Luftfeuchtigkeit zeigten, dass punktuell maximale Abweichungen von $\pm 0,4$ K bzw. ± 4 % auftreten konnten. Die jeweiligen Abweichungen vom Mittelwert der Park- bzw. Maststationen waren entsprechend kleiner. Auch der mittlere Fehler über den gesamten Überprüfungszeitraum war wesentlich geringer. Diese Werte bewegen sich innerhalb der vom Hersteller angegebenen Messgenauigkeit der Geräte. Folglich war es nicht angebracht, gerätebedingte Korrekturen an den Datensätzen vorzunehmen, da bei Bezug auf die 30-min-Mittelwerte von einer Relativierung einzelner Ungenauigkeiten ausgegangen wird. Bei Berücksichtigung der Rohdaten für einzelne Auswertungen muss dieser Sachverhalt in die Interpretation der Ergebnisse mit einbezogen werden.³²

6.2 Mobile Messungen

Die mobilen Messungen sind in drei verschiedene Kategorien zu gliedern; es sind Temperaturmessfahrten und Tracerexperimente im gesamten Untersuchungsgebiet, lufthygienische Messungen im Park über die Dauer von 24 h sowie punktuell ausgeführte mobile Messungen vor dem Hintergrund human-biometeorologischer Fragestellungen durchgeführt worden. Sowohl die Interpretation singulärer Messergebnisse als auch die Kombination untereinander sowie mit den Daten der Klimastationen lassen so Aussagen zur Klimatologie von kleinen Parkanlagen zu.

Da für alle mobilen Messungen – im Rahmen des jeweiligen Messverfahrens – die Messgeräte nicht gewechselt wurden, waren Vergleichsmessungen nicht notwendig und eine direkte Auswertung bzw. auch Gegenüberstellung der einzelnen Datensätze möglich. Hinsichtlich der Gerätegenauigkeiten, die Aussagen über mögliche Schwankungsbreiten zulassen sei auf Abschn. 11.4 verwiesen.

6.2.1 Temperaturmessfahrten und Tracerexperimente

Ziel der Messfahrten und Tracerexperimente war es, festzustellen, wie groß die Lufttemperaturdifferenzen zwischen Park und Umgebung sind und ob Hinweise zum Auftreten einer Parkbreeze zu finden sind.

Die mikroskalige Variation der Lufttemperatur wurde auf der Grundlage von **Messfahrten** mit einem Fahrrad zu ausgesuchten Terminen ermittelt. Das Fahrrad hat im Gegensatz zu Kraftfahrzeugen den Vorteil, problemlos den Park auf verschiedenen Strecken zu durchqueren sowie zur Durchfahrt gesperrte Straßen zu nutzen und im Gegensatz zu Messgängen ein relativ großes Gebiet abzudecken. Diese Vorteile des Fahrrads treten bei der

³² Technische Daten zu den einzelnen Messwertgebern siehe Abschn. 11.4.

Untersuchung der größerskaligen UHI nicht so offensichtlich hervor (MELHUISH & PEDDER 1998). Der benutzte Messfühler war mit Hilfe eines Auslegers in einer Höhe von 1,5 m ü. Gr. und, lotrecht betrachtet, kurz vor dem Vorderrad positioniert, so dass während der Fahrt eine Beeinflussung durch die vom Fahrer abgegebene metabolische Wärme ausgeschlossen werden konnte. LEVITT et al. (1994) haben in ihren Untersuchungen den Grenzwert für eine nicht mehr stattfindende Aspiration der Messfühler bei kraftfahrzeuggestützten Messungen auf 4 m s^{-1} festgelegt. Solch eine ständige Belüftung war auch bei den durchgeführten Untersuchungen durch den Fahrtwind garantiert, wohingegen ein Strahlungsschutz nicht benutzt worden ist, da die Messungen immer nur Nachts – also ohne die Beeinflussung durch die Globalstrahlung – durchgeführt wurden und ein möglicher Luftstau am Strahlungsschutz evtl. die Trägheit des Messfühlers erhöht und damit die Genauigkeit der Werte verringert hätte (vgl. Abb. 17). Bei der Interpretation der Lufttemperaturdaten aus den Messfahrten stellt sich keine Problematik der Vergleichbarkeit von Messfühlern, da alle Daten mit ein und demselben Gerät erhoben wurden (vgl. Abschn. 11.4).

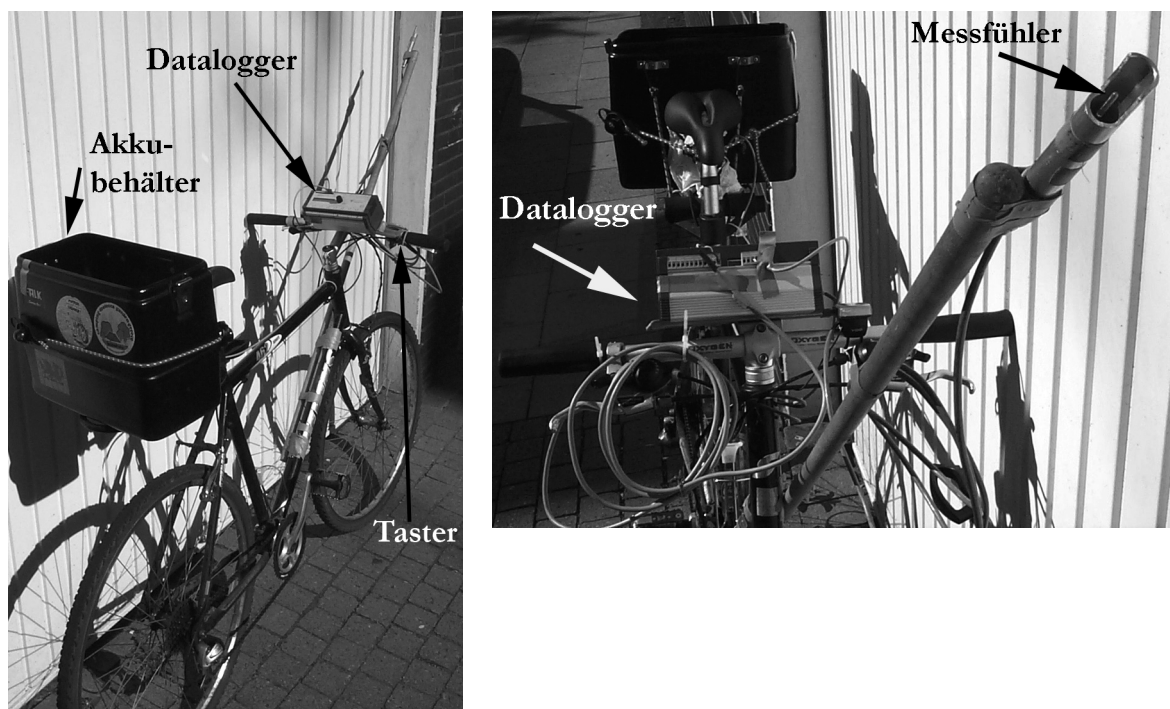
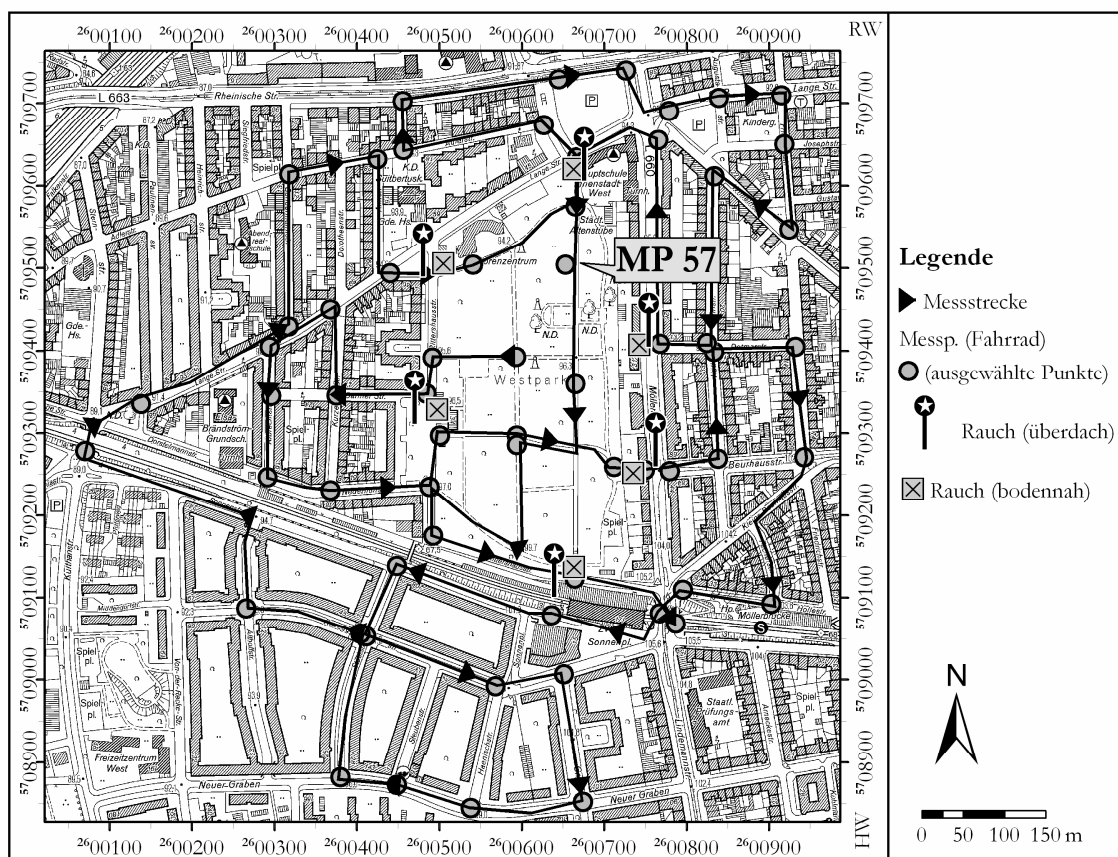


Abb. 17: Messfahrrad mit Messfühler an der Auslegerspitze, Datenspeichereinheit (Datalogger), Behälter für den Akkumulator zur Stromversorgung des Dataloggers und Handtaster am Lenker (Aufnahme: BONGARDT)

Die Messstrecke (Karte 5, S. 113) hat eine Länge von 7,6 km. Die durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit bei den in Dortmund durchgeführten Untersuchungen lag bei $5,6 \text{ m s}^{-1}$, was unter Berücksichtigung von verkehrsbedingten Stopps eine Messfahrtdauer von ca. 25 min zur Folge hat. Je nach Forschungsinteresse und Größe des Untersuchungsgebiets sind Fahrgeschwindigkeiten zwischen $4,2 \text{ m s}^{-1}$ (RIPLEY et al. 1996) und 11 m s^{-1} (PERSSON 1997) üblich. Die Abtastfrequenz des Messfühlers lag bei 2 Hz, die Messwertspeicherung erfolgte

als Mittel jede Sekunde. Zur Verortung der Messwerte ist während der Messfahrt der Datensatz an 62 Punkten mit der zusätzlichen digitalen Information einer fortlaufenden Messwertnummer mit Hilfe eines Tasters erweitert worden. Zusätzlich diente der Taster zur Kennzeichnung von erzwungenen Halten. Solche Datenabschnitte wurden nachträglich aus dem Datensatz entfernt, um die Beeinflussung durch die metabolische Wärme, sowie mikroskalige (γ) advective oder konvektive Lufttemperaturbeeinflussungen auszuschließen. Es wurde bei der Aufbereitung der Daten darauf verzichtet, alle gespeicherten Messwerte zur flächenhaften Darstellung heranzuziehen, weil die Darstellung der Temperaturverteilung durch den sehr hoch aufgelösten (Roh-) Datensatz keine zusätzliche Information im Vergleich zu den Daten der Messpunkte liefert (vgl. Karte 4, Karte 5). Diese begründet sich durch die dichte Scharung der Messpunkte (vgl. hierzu auch NUNEZ et al. 2000) und wurde stichprobenartig für mehrere Termine nachgeprüft. Die Messpunkte haben im Durchschnitt einen Abstand von 120 m, liegen aber am Parkrand und anderen Bereichen, an denen Veränderungen zu erwarten sind, dichter geschart beieinander und in sehr homogenen Bereichen weiter voneinander entfernt.



Karte 5: Messroute bei Temperaturmessfahrten, Emissionspunkte von Rauchkerzen – bodennah und in Überdachniveau.

Eine Bildung von Streckenabschnittsmittelwerten (z.B. HENNINGER 2005) oder gleitenden Mitteln (z.B. LEVITT et al. 1994), wie häufig bei mesoskaligen und klimatop- oder

flächennutzungsorientierten, kraftfahrzeuggestützten Messungen angewendet, wäre für das Untersuchungsgebiet nicht angebracht gewesen, da dies auch zu einer Glättung oder Verschiebung (LEVITT et al. 1994) der eventuell am Übergang von Park zur versiegelten Umgebung auftretenden Temperatursprünge – sog. Cliffs (OKE 1987) – führen könnte. Da das benutzte Widerstandsthermometer, auch im Vergleich zu den häufig eingesetzten feineren Thermoelementen keine räumlich verfälschende Trägheit mit sich bringt, ist eine dahingehende Korrektur der Werte nicht erforderlich. Ursprünglich beschreiben diese Cliffs starke Temperaturgradienten an der Grenze von Stadt und Umland. Aufgrund ähnlicher Flächennutzungsunterschiede zwischen Park und Baukörper erscheint der Begriff auch an dieser Stelle angebracht. Das Auftreten bzw. die eventuelle Größenordnung des Cliffs ist von der Parkgrenzgestaltung, der Topografie (Austausch) und der Kaltluftproduktivität abhängig und je nach PCI Intensität im Vergleich zu einem UHI-Cliff häufig als kleiner einzuschätzen. In Tokio wurden solche grünflächenbedingte Cliffs mit Hilfe von straßenbahngestützten Temperaturmessfahrten erstmals für die größeren Anlagen *Imperial Palace*, *Shinjuku Gyoen* und die *Inogashira Parks* beschrieben (YAMASHITA 1996).

Aus Gründen der Präzision und hinsichtlich der unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen im Gelände sollte bei einer Zeitkorrektur der mobil erfassten Daten möglichst auf Datensätze von mindestens zwei kontinuierlichen Messstationen zurückgegriffen werden (WINTER 1956; DANZEISEN 1983; PERSSON 1997). Um möglichst exakte Aussagen über das unterschiedliche Temperaturverhalten im Untersuchungsgebiet treffen zu können, sind die Daten in dieser Arbeit trotz der kurzen Messfahrtdauer unter Benutzung der Daten aller sechs Hauptstationen auf die Startzeit korrigiert worden (modifizierte Areal TREND-Methode nach DANZEISEN (1983); vgl. Abschn. 6.2.1.1). Bei Interpolation³³ der Messwerte deckt das befahrene Gebiet eine Fläche von ca. 65,5 ha ab, die aufgrund der beschränkten Unterquerungsmöglichkeiten der S-Bahn Trasse die Größe des eigentlichen Untersuchungsgebiets (61 ha) übersteigt (vgl. Karte 5). Die Messroute passiert den Standort der sechs Klimastationen. Die Flächen des mobilen und stationären Messbereichs bieten somit eine größtmögliche Überschneidung. Tab. 9 gibt eine Übersicht über die mobilen Messtermine mit Lufttemperaturmessfahrt und Tracerexperimenten.

³³ Das für diese Arbeit verwendete Verfahren ist das im Geoinformationssystem ArcGIS 9.3 implementierte Ordinary Kriging Verfahren, benannt nach dem Bergbauingenieur Krige. Gearbeitet wurde mit dem exponentiellen Semivariogramm Modell bei variablem Suchradius.

Tab. 9: Messtermine der Fahrradmessfahrten und Tracerexperimente sowie Detailangaben zum SF₆ – Probenahmeverfahren, zur vorherrschenden Großwetterlage und Temperaturdifferenz zum Messpunkt 57 (vgl. Karte 4). Die Voruntersuchungen sind mit den Buchstaben a – f gekennzeichnet.

Messung	Datum	Sonnenaufgang / Sonnenuntergang	Raucherz. (vert.)	Messzeiten	Bemerkungen	Zeit zwischen Emission und 1. Probenahme	Hintergrundkonz. in pp	SF ₆ Emissionsrate	Δt_{max} zw. MP 57 und t_{max}	SF ₆ Nacht-max. in ppt	Großwetterlage
a	12./13.02.03	07:41 / 17:22		Kfz: 00:17 - 02:38 (SF ₆) ständige SF ₆ Emission		9 min	19	0,5 g/s		32400	BM
b	19./20.02.03	7:29 / 17:35		Kfz: 0:12 - 1:46 (t ₁ & SF ₆) ständige SF ₆ Emission		12 min	26	0,76 g/s	bis 0,4	9000	HFA
c	21./22.02.03	07:25 / 17:38		00:28 - 01:49 ständige SF ₆ Emission		10 min	62	0,35 g/s		42500	HFA/SA
d	27./28.02.03	07:14 / 17:50		Kfz: 22:35 - 23:26 (t ₁ & SF ₆) 1: 22:35 2: 22:55 3: 23:15	nur 4 SF ₆ Messprofile	1: 10 min 2: 30 min 3: 50 min	19	0,5 g/s		58100	SA/U
e	27./28.03.03	06:18 / 18:46		Kfz: 23:00 - 00:30 SF ₆ Emission: 22:44 - 23:13		16 min	19	0,4 g/s		3430	BM
f	07./08.05.03	04:59 / 20:05		Fahrrad 1: 22:00 - 22:35 Fahrrad 2: 0:32 - 1:05 Fahrrad 3: 2:50 - 3:23					bis 1,9		BM
1	05./06.06.03	4:20 / 20:39		Fahrrad 1: 22:57-23:27 Fahrrad 2: 1:36-2:05 1: 0:25-0:52 2: 3:14-3:37	dunstig, Tauabsatz, einzelne Cirren	1.: 10 min 2.: 8 min	20	1: 0,4 g/s 2: 0,4 g/s	bis 2	10000	SWA
2	11./12.06.03	4:16 / 20:43		1.: 21:10-21:40 Fahrrad 2.: 22:10-22:40 3.: 23:10-23:40 4.: 0:10-0:40	bewölkt (bis 6/8) ab Rd. 3	1.: 5 min 3.: 5 min 4.: 5 min	161	1: 0,55 g/s	bis 3,1	10000	SWA/BM
3	14./15.07.03	4:25 / 20:34		1.: 23:30-0:02 2.: 00:36-01:06 Rauchkerzen 3.: 1:56-2:26	einzel. Wolken; Fesselballon; E-Wind in Rd. 3	1: 10 min 2.: 8 min 3.: 8 min	32	1: 0,57 g/s	bis 1,5	35100	HFA
4	07./08.08.03	4:58 / 20:01		1.: 21:38-22:06 2.: 22:37-23:07 3.: 0:07-0:35 4.: 1:07-1:35	viele SF ₆ Analyseausfälle	1.: 5 min 2.: 5 min 3.: 5 min 4.: 5 min	39	1: 0,54 g/s	bis 3	1150	HNA
5	12./13.08.03	5:07 / 19:53	x	Fahrrad 1.: 22:33-23:01 Fahrrad 2.: 1:54-1:20 Rauchkerzen 3.: 2:39-2:16	nur 1 Ballon eingesetzt				bis 3		HNA
6	25./26.08.03	5:31 / 19:29	x	1.: 22:20-22:47 2.: 23:47-0:17		1.: 3 min 2.: 5 min	39	1: 0,56 g/s	bis 1,7	3000	NA
7	15./16.09.03	6:12 / 18:47	x	Fahrrad 1: 22:00 - 22:26 Fahrrad 2: 23:39 - 0:07 1.: 21:55-22:45 2.: 23:35-0:25			90		bis 2,4	1910	BM
8	17./18.09.03	06:16 / 18:43	x	Fahrrad 1: 21:45 - 22:09 Fahrrad 2: 1:52 - 2:15 1.: 23:40-0:27 2.: 1:08-1:43	Wind kam auf: in Dachniveau ab 1.Rd.; bodennah ab 2. Rd.	1: 10 min 2: 5 min	100	1: 0,2 g/s 2: 0,2 g/s	bis 2,2	87900	SWA
9	16./17.10.03	7:13 / 17:46	x	Fahrrad 1: 19:56 - 20:22 Fahrrad 2: 1:13 - 1:38 1.: 21:20-22:07 2.: 22:58-23:40	Wetter recht Schwachwindböig (bei Fahrradfahrt rel. windig)	1: 5 min 2: 5 min 3: 5 min	100	1: 0,35 g/s 2: 0,35 g/s 3: 0,35 g/s	bis 0,9	9880	HNFA
10	08./09.12.03	08:28 / 16:31	x	Fahrrad 1: 21:30 - 21:54 Fahrrad 2: 2:52 - 3:17 Rauch 1: 23:05 - 23:42 Rauch 2: 00:25 - 01:05 Rauch 3: 01:35 - 02:18	SF ₆ GC-Ausfall; Reif im Park, Blätter auf Boden gefroren				bis 2,4		HM
11	15./16.04.04	05:36 / 19:23	x	Fahrrad 1: 21:19 - 21:42 Fahrrad 2: 2:00 - 2:24 1.: 22:18-22:53 2.: 23:33-0:08 3.: 0:45-1:18		1: 5 min 2: 5 min 3: 1 min	17	1: 1 g/s 2: 1 g/s 3: 0,95 g/s	über 3	10700	BM
12	08./09.06.04	04:17 / 20:42	x	Fahrrad 1: 23:17 - 23:41 1.: 23:10-23:55 2.: 0:10-0:55	2. Rd.: 7/8 Cirrus	1: 6 min 2: 6 min	21	1: 0,8 g/s 2: 0,8 g/s	bis 2,61	1040	BM

Zusätzlich sind Experimente mit Indikatorstoffen (Tracer) zu den in Tab. 9 genannten Terminen durchgeführt worden. Als **optische Tracer** wurden Rauchkerzen eingesetzt, die

primär auf dem Boden entzündet wurden. Die Brenndauer betrug jeweils 30 s. Die Verbrennung erzeugt relativ kalten Rauch, so dass dieser – nur wenig durch Temperaturdifferenzen zur Luft beeinflusst – die Bewegung der Luft in alle drei Raumdimensionen visualisiert (vgl. Abb. 18). Durch Beobachten der Rauchsäule und Dokumentation dieser in Karten konnte so die Luftströmung festgehalten werden. Zusätzlich wurden an den Emissionspunkten preiswerte, selbstentwickelte einfache Ballonsysteme eingesetzt, mit denen es möglich war, in kleinen Behältern die Emissionsquelle des Rauchs leicht über Dachniveau zu verlagern (vgl. Abb. 19). Hier wurden Rauchkerzen mit einer Brenndauer von zwei Minuten eingesetzt, um nach der Entzündung des Raucherzeugers in Bodennähe und anschließendem Auflassen der Ballonsonde ausreichend Zeit zu haben, die Zugrichtung zu erfassen. Die Emissionspunkte der Rauchkerzen sind in Karte 5 eingetragen.



Abb. 18: Ausbreitung von Rauch einer am Boden entzündeten Rauchkerze. (Aufnahme: BONGARDT)



Abb. 19: Preiswertes Ballonsondensystem zur Auflassung von Rauchkerzen in höhere Luftschichten. Der kleine Behälter unterhalb des Ballons am Leinenausleger nimmt die entzündete Rauchkerze auf und verhindert ein Herausfallen dieser beim Auflassen. (Aufnahme: BONGARDT)

Der eingesetzte **chemische Tracer** Schwefelhexafluorid (SF_6) stellt ein inertes (atmosphärische Lebensdauer: 800 a (MAISS et al. 1996)), farb- und geruchloses Gas dar, das ausschließlich aufgrund technischer Prozesse in der Atmosphäre vorkommt (KO et al. 1993). Die Hintergrundkonzentrationen sind daher normalerweise gering, in der Nordhemisphäre minimal erhöht (MAISS & LEVIN 1994) und liegen dort im Durchschnitt zwischen 0,5 und 10 ppt (z.B. RAPPOLT 2001). SF_6 hat die 6,18-fache Dichte von Luft (MESSER-GRIESHEIM 2000) und breitet sich daher bodennah ähnlich wie Kaltluft aus, mischt sich aber unter besonderen topografischen und/oder turbulenten Bedingungen auch in höhere Luftschichten der URS ein (EGGERT 2000). Das Gas ist erfolgreich experimentell zum quantitativen Nachweis von Ausbreitungsprozessen sowohl in der Stadtklimatologie (ZENGER et al. 1994; HANNA et al. 2003; z.B. DÜTEMEYER et al. 2004) als auch vor dem Hintergrund makroskaliger Fragestellungen (LOVELOCK & FERBER 1982; MAISS et al. 1996) eingesetzt worden. SF_6 ist gleichzeitig auch in Kombination mit anderen chemischen Tracern problemlos einsetzbar (LOVELOCK & FERBER 1982). Als problematisch ist SF_6 wegen seines sehr hohen Treibhauspotenzials einzustufen; dieses liegt beim 20000-fachen des CO_2 (KO et al. 1993; HOUGHTON et al. 2001). Daher gilt es, den Tracer sparsam, aber gleichzeitig gewinnbringend einzusetzen. In der vorliegenden Arbeit trugen dazu drei Teilfaktoren bei, die im Folgenden erläutert werden.

Mit dem benutzten Analysator (Gaschromatograph, GC) zum Nachweis von SF_6 (Autotrac 101, Hersteller: TRACERTECH; Details s. Abschn. 11.4) ist es möglich, Konzentrationen bei einem linearen und damit aussagekräftigen Messbereich von 0,02 ppb bis 20 ppb nachzuweisen, wobei die Nachweisgrenze bei 0,005 ppb liegt. Folglich sind nur geringe Emissionsmengen für ein Experiment notwendig. Mit Hilfe eines an der Emissionsquelle angebrachten Durchflussmessers ist dies realisierbar, so dass der Massenfluss je nach Untersuchung zwischen $0,2 \text{ g s}^{-1}$ und 1 g s^{-1} bzw. bei 380 g je Messrunde lag. Da die maximal gemessenen Konzentrationen von Messkampagne zu Messkampagne sehr unterschiedlich sein können, sind die Messwerte in dieser Arbeit mit dem Konzentrationsmaximum der Nacht normiert worden, um einen Vergleich zwischen den Ergebnissen anstellen zu können. Ebenso variiert die vor Messbeginn bestimmte Hintergrundkonzentration in den einzelnen Messnächten. Alle Werte, die unterhalb dieser lagen wurden als kein Tracernachweis gewertet, also gleich Null ppt gesetzt.

Vor Beginn der Experimente wurde anhand von Windgeschwindigkeitsmessungen am Emissionspunkt abgeschätzt, wann der Tracer den Parkrand erreichen kann. Resultierend lag die Zeitdifferenz zwischen Emission und erster Probennahme zwischen einer Minute und 10 Minuten. Um zunächst das Ausbreitungsverhalten des SF_6 in der Umgebung des Parks kennenzulernen (sog. Voruntersuchung), wurde der Gaschromatograph (GC) Kfz-gestützt eingesetzt. Während der Voruntersuchungen wurde kontinuierlich SF_6 emittiert. Durch das schnell aufeinanderfolgende Anfahren von Messpunkten war es bei einer GC-bedingten Dauer der Luftprobenanalyse von 120 s bis 180 s möglich, räumliche Konzentrationsdifferenzen darzustellen (vgl. Karte 6). Die Ergebnisse zeigen, dass der SF_6 -Nachweis bis weit über das Untersuchungsgebiet hinaus gelingt und der Nachweis in Untersuchungsgebiet auch quantitativ gelingen kann.



Karte 6: Mit dem Nachtmaximum (32000 ppt) normierte SF₆-Konzentrationen an den angefahrenen Messpunkten im Untersuchungsgebiet bei einer Voruntersuchung in der Nacht 12./13.02.2003 (Hintergrundkonzentration: 20 ppt, Emissionsdauer: 2:32 h, Massenflussdichte: 0,5 g s⁻¹). Dargestellt sind nur die Punkte, an denen die gemessene Konzentration die Hintergrundkonzentration überschreitet.

Aufgrund des erfolgreichen Nachweises vom chemischen Tracer während der Voruntersuchungen in der Umgebung des Parks wurde ein weiter entwickeltes Messkonzept für die im Messzeitraum durchgeführten mobilen Messeinsätze (Hauptuntersuchungen) entwickelt. Es kombiniert den quasi-zeitgleichen Einsatz von optischen und chemischen Tracern (vgl. dazu auch Karte 4): Das Untersuchungsgebiet wurde in 3 Sektoren aufgeteilt (NE, SE, W), in denen wiederum zwei Messprofile definiert wurden, die sich jeweils am Parkrand beginnend zentrifugal in die Bebauung erstreckten. Die Messungen in jedem Sektor wurden von jeweils einer Person durchgeführt, so dass zeitgleich an drei unterschiedlichen Stellen gemessen werden konnte. Ein SF₆-Messprofil bestand aus drei Probennahmestellen. Zu Beginn einer Messrunde wurde mit der Emission des chemischen Tracers für die Dauer von lediglich 3 bis 10 Minuten begonnen (vgl. Tab. 9). Etwa drei Minuten vor der ersten SF₆-Probennahme wurde eine Rauchkerze am Boden des jeweiligen ersten Punkts des zuerst abzuschreitenden Messprofils gezündet. Dann wurden – nach der entsprechenden Zeitdifferenz zwischen SF₆-Emission und erster Probennahme – mit Hilfe von

wiederverschließbaren PET-Spritzen zeitgleich an Punkt 1 in ca. 1,5 m ü. Gr. Luftproben eines Volumens von 20 ml gezogen³⁴. Im Anschluss wurde das jeweilige Messprofil zügig parkauswärts abgeschritten und an den Punkten 2 und 3 ebenso Luftproben gezogen. Ca. 12 min. nach Emissionsstart wurde genauso für das zweite Messprofil (Punkte 4, 5, 6) im Sektor verfahren (Rauchemission, anschließende Luftprobennahme). Bei Einsatz der Ballonsonden zur Rauchemission in Dachniveau wurden nach Beendigung der bodennahen Untersuchungen – ca. 25 min. bis 30 min. nach Beginn der SF₆ Emission – zunächst die drei Ballons zeitgleich an Punkt 4 und, etwa 10 min. später an Punkt 1 aufgelassen (vgl. Karte 5).

Dieses Vorgehen birgt zwei Vorteile. Einerseits werden quasi-zeitgleich eventuelle Strömungen am Parkrand und SF₆-Konzentrationen im gesamten Untersuchungsgebiet erfasst. Die Messung am zweiten Profil erhöht außerdem die räumliche Auflösung der Informationen. Andererseits wird durch den minimalen Zeitversatz aber auch ausgeschlossen, dass bei lediglich kurzzeitigem Nicht-Austreten von Kaltluft genau dieser Stagnationszustand erfasst wird. Aufgrund der typischen periodischen oder tropfenartigen Ausbreitung von Kaltluft (GEIGER 1961; SCHNELLE 1963; HELMIS & PAPADOPOULOS 1996) kann solch ein Stagnationszustand auftreten, obwohl über einen längeren Zeitraum gemittelte Messungen die Luftbewegung nachweisen. Wegen der relativ kurzen Traceremission und der resultierenden Verdünnungsprozesse ist außerdem gewährleistet, dass durch die Daten ein sehr konservatives Bild der Ausbreitung bzw. Einmischung von Luftmassen aus dem Park wiedergegeben wird.

In Konsequenz wurden in dieser Arbeit die SF₆-Konzentrationen von allen 18 Messtellen in einer Karte zur Interpolation herangezogen. Für diesen Vorgang wurden die Rauchausbreitungsinformationen als zeitgleich betrachtet. Somit kommen die Untersuchungen mit relativ geringem Aufwand Rasteruntersuchungen in Blockbebauungen nahe, bei denen zwecks genauer Beschreibung von Ausbreitungsprozessen von Punktquellen eine zeitgleiche Probennahme betrieben wurde (RAPPOLT 2001; HANNA et al. 2003). Darüberhinaus wird für das beschriebene Messkonzept lediglich eine begrenzte Zahl von Personen bzw. keine kostenintensiven automatischen Probenahmegeräte benötigt.

In den meisten Fällen wurde nach mindestens einer Stunde nach der ersten SF₆-Emission eine weitere Messrunde durchgeführt. Hierbei konnte nicht mehr ausgeschlossen werden, dass die gemessenen Tracerkonzentrationen auch noch von der ersten Emission in der Messnacht stammten. Dennoch spricht die lange Zeitspanne, sowie die geringe emittierte Menge für eine Dominanz des während der entsprechenden Messrunde emittierten Gases.

³⁴ Diese wurden gekennzeichnet und im Anschluss an die Messnacht mit dem GC analysiert.

6.2.1.1 Modifizierte Areal TREND-Methode zur Trendelimination bei Messfahrten

Es gibt durchaus auch Arbeiten, bei denen, im Vergleich zu dieser Arbeit ähnliche, Messfahrzeiten (20 min) nicht zeitkorrigiert wurden, mit der Begründung der äußerst geringen Veränderung der Messwertkurve (z.B. SAARONI et al. 2000). Auch DANZEISEN (1983) bezeichnet eine Verteilung erst als verzogen, wenn die Messfahrdauer etwa 30 min oder länger dauert. Dennoch zeigt Abb. 20, dass sich durch die Korrektur des gemessenen Temperaturverlaufs im Mittel ein deutlich unterschiedliches Bild zeigt.

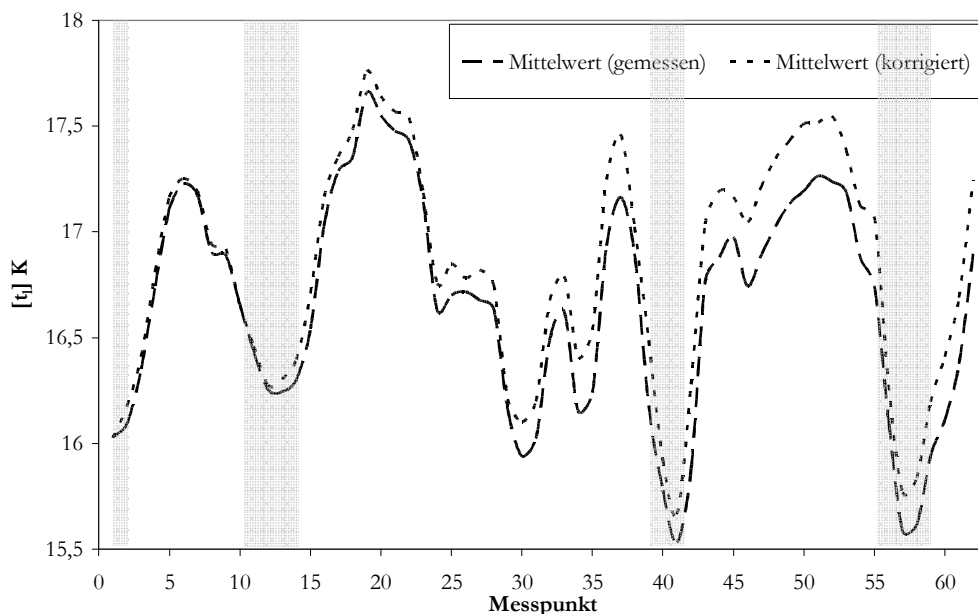


Abb. 20: Mittlerer nicht korrigierter und korrigierter Temperaturverlauf aus 30 Messfahrten zwischen dem 07.05.2003 und dem 09.06.2004. Grau dargestellt sind die Abschnitte, die durch den Park verlaufen.

Die TREND-Methode quantifiziert lediglich die Differenz der gemessenen Temperatur (Δt) an einem Ort X (jeweilige Messstation) zwischen dem Bezugszeitpunkt t_e und dem Messzeitpunkt t_k . Da die Messwerte an den Stationen als 3-Minuten-Mittel gespeichert werden, wird zunächst die – für die entsprechende Messfahrdauer (≈ 24 min) festgestellte – Abkühlungsrate $\Delta t/1500$ s ermittelt und, unter Annahme von Linearität, auf die Sekunde normalisiert. Aufgrund der kurzen Zeitspanne und vorliegenden Glättung durch die 3-Min-Mittelwerte kann von einem linearen Verlauf ausgegangen werden. Im vorliegenden Fall ist der Bezugszeitpunkt gleich dem Messfahrtbeginn. Die Areal-Methode besagt, dass aus einem Netz von Messstationen jeweils eine typische jedem Messpunkt zugeordnet wird. Jeder Messwert, der an den Messpunkten der Messfahrt ermittelt wird, kann damit um die jeweilige Temperaturdifferenz korrigiert werden. Erfahrungen hinsichtlich des Temperaturverhaltens der einzelnen Punkte auf der Messstrecke, die während der zahlreichen Messfahrten zu unterschiedlichen Nachtstunden gesammelt werden konnten, einfache

Ähnlichkeitsbeziehungen der Flächennutzung von den Stationen und Messpunkten sowie die räumliche Nähe dieser führten zu der in Tab. 10 aufgeführten Zuordnung der Messpunkte zu den Messstationen zwecks Trendelimination. Die Modifikation besteht darin, dass es sich als brauchbar erwiesen hat, einzelne Messpunkte nicht einem Stationstrend, sondern – je nach Lage – einem arithmetischen Mittelwert des Trends aus zwei Stationen zuzuordnen.

Tab. 10: Zuordnung der Messpunkte der Temperaturmessfahrt zu einem Feststationstrend bzw. Mittelwert von zwei Feststationstrends.

Trend der Station(en)	Messpunkt
P2	1, 12, 13, 58, 59
(P1+MW)/2	2
(P2+MW)/2	3, 10, 11
MW	4, 5, 6, 7, 8, 9, 34, 35, 36, 37, 39
(P2+ME)/2	14
ME	15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 51, 53, 54
(ME+MS)/2	22, 62
MS	23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33
MN	38, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 52, 55
(P2+MS)/2	60, 61
P1	40, 41, 57
(P1+MN)/2	56

6.2.2 Lufthygienische Messungen über 24 Stunden

Lufthygienische Messungen wurden mit Hilfe eines mobilen Messlabors (vgl. Abb. 21, Standort s. Karte 4, S. 95) durchgeführt und durch meteorologische Messungen ergänzt. Ziel war es, festzustellen, inwieweit die Luftqualität im Westpark als belastet anzusehen ist, der Einfluss der Vegetation bemerkbar ist und ob eventuelle, die Luftqualität beeinflussende Quellen auszumachen sind. Dazu wurden zu ausgewählten Wetterlagen und Jahreszeiten fünf Messungen über 24 h durchgeführt. Hinsichtlich der Sommersmogproblematik und möglicher Einflüsse der Parkvegetation auf die Luftqualität wurden die Messungen während der Vegetationsphase durchgeführt. Außerdem lieferte eine Sondierungsmessung (14./15.07.2003), die lediglich während der Nachtstunden stattfand, weitere Informationen. Die Daten werden von 11 h bis 11 h am Folgetag aufgezeichnet. Dieser Messzeitraum birgt den großen Vorteil, die maximalen Ozonkonzentrationen am frühen Nachmittag aufzeichnen zu können, den Auf- bzw. Abbau von Spurenstoffkonzentrationen mit der einhergehenden Dämmerung und sich häufig ausbildenden Stabilität nachzuverfolgen, sowie die Entwicklung der Luftbelastung am genau dieser Nacht folgenden Vormittag beschreiben zu können. Da ein großes klimatologisches Interesse dieser Arbeit auf den Nachtstunden liegt (vgl. Abschn. 6), ist es demnach wünschenswert auch kontinuierliche Nachtverläufe der gemessenen Spurenstoffkonzentrationen vorliegen zu haben, um so auch auf eventuelle Wechselwirkungen zwischen lufthygienischen und klimatischen Prozessen eingehen zu können.



Abb. 21: Mobiles Messlabor an seinem Standort im Westpark am 27.08.2003. (Aufnahme: BONGARDT)

In 4 m über Grund befindet sich der Ansaugstutzen der beprobten Luft. Meteorologische Messungen wurden für Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit in 2 m ü. Gr. und 10 m ü. Gr. sowie für Windgeschwindigkeit und Windrichtung in 10 m ü. Gr. durchgeführt. Zusätzlich wurden auf dem Dach (ca. 3,5 m ü. Gr.) des Labors Global- und UV-Strahlungsflussdichten erfasst. Eine Übersicht über die erfassten lufthygienischen Größen enthält Tab. 11. Die Analyse fand sekundlich statt, wobei 1-min-Mittelwerte als Rohdaten gespeichert wurden. Die aromatischen Kohlenwasserstoffe wurden dagegen integriert über den Zeitraum von jeweils 60 min auf einer TENAX / CARBOTRAP Kombination in Probenahmeröhrchen adsorbiert. Im Anschluss findet in entgegengesetzter Durchflussrichtung die thermische Desorption, Kryofocussierung und mit Hilfe der Flammenionisations-Detektion (FID) des Gaschromatografen analysiert. Die jeweiligen Gerätespezifikationen sind im Abschnitt 11.4 zu finden.

Tab. 11: Während der 24-stündigen Standmessungen im Westpark erfasste Spurenstoffe.

	NO	NO ₂	CO	O ₃	CO ₂	BTX ^a
14./15.07.03 ^b	x	x	x	x	x	-
07./08.08.03 ^c	x	x	x	x	x	-
27./28.08.03 ^c	x	x	x	x	x	-
16./17.10.03 ^c	x	x	x	x	x	-
15./16.04.04 ^c	x	x	x	x	x	x
08./09.06.04 ^c	x	x	x	x	x	x

^a Benzol (B), Toluol (T), Xylole (X)

^b 19:30 h bis 03:30 h MEZ

^c 11 h bis 11 h MEZ

Der Standort des Messlabors wurde so gewählt, dass dieses möglichst in der Mitte des Parks, jedoch nicht unter bzw. inmitten von Bäumen stand. Zusätzlich musste die Versorgung mit elektrischer Energie durch Anbindung an das Netz gewährleistet sein. Der bestmögliche Standort wurde daher in der Nähe der Station P1 gefunden (vgl. Karte 4).

6.2.3 Messgänge zur Ermittlung der thermischen Belastungssituation

Zur Bewertung des Komforts bzw. der thermischen Belastung an sechs typischen Standorten im Untersuchungsgebiet (vgl. Karte 7) wurden im Sommer 2004 die zur Bestimmung der human-biometeorologischen Größen PET³⁵ und PMV³⁶ (JENDRITZKY et al. 1979; FANGER 1982; JENDRITZKY et al. 1990; VDI 1998; MAYER & MATZARAKIS 1998; HÖPPE 1999; MATZARAKIS 2001; JENDRITZKY et al. 2001) nötigen Messwerte experimentell bestimmt (HÖPPE 1992; VDI 1998). Die Messhöhe von 1,3 m ü. Gr. orientiert sich am durchschnittlichen Körpermittelpunkt. Da beide Größen auf der Wärmebilanzgleichung des menschlichen Körpers aufbauen, sind diese Behaglichkeitszustände gut vergleichbar (vgl. Abschn. 3.2.7 und Tab. 12)³⁷.

³⁵ Physiologische Äquivalenttemperatur (engl., physiologically equivalent temperature)

³⁶ Vorhergesagtes mittleres Empfinden (engl., predicted mean vote)

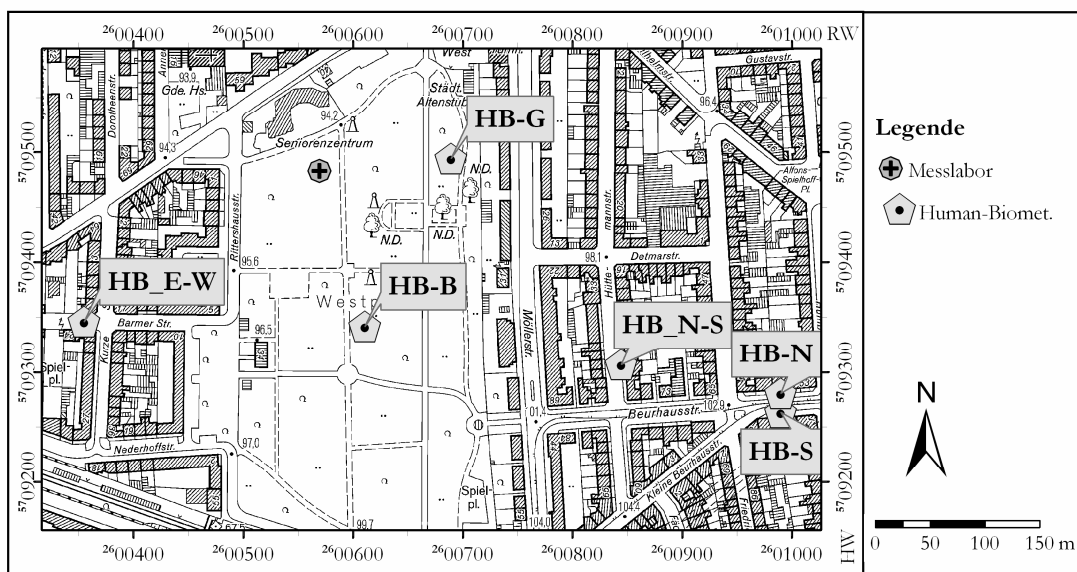
³⁷ Zusätzlich wird häufig auch die Gefühlte Temperatur (engl., perceived temperature, pt) verwendet. Sie ist die Temperatur, die in einem dichten Baumbestand ($t_{\text{mrt}} = t$) bei leichtem Zug herrschen würde, wenn der PMV dort dem am realen Punkt gemessenen entspricht. pt und PET korrelieren sehr gut (Staiger et al. 1997). Auf eine Berechnung der pt wird aufgrund der hohen Aussagekraft von PET und PMV an dieser Stelle aber verzichtet.

Tab. 12: Vergleich der Skalen von PET und PMV, sowie Angaben zum thermischen Empfinden der Versuchspersonen und zur thermophysiologischen Belastungsstufe. Den PMV-Werten sind Angaben über einen Durchschnittsorganismus („Klima-Michel“), ein Arbeitsumsatz von 80 W und ein Wärmedurchgangswiderstand der Kleidung von clo = 0,9 (korrekter Straßenanzug) zugrundegelegt.

PMV	PET	thermisches Empfinden	thermophysiologische Belastungsstufe
-3,5	4 °C	sehr kalt	extreme Kältebelastung
-2,5	8 °C	kalt	starke Kältebel.
-1,5	13 °C	kühl	mäßige Kältebel.
-0,5	18 °C	leicht kühl	schwache Kältebel.
0,5	23 °C	behaglich	keine thermische Bel.
1,5	29 °C	leicht warm	schwache Wärmebel.
2,5	35 °C	warm	mäßige Wärmebel.
3,5	41 °C	heiß	starke Wärmebel.
		sehr heiß	extreme Wärmebel.

(Quelle: Matzarakis & Mayer 1996)

Da die maßgebliche Größe für den Wärmereiz die mittlere Strahlungstemperatur (t_{mrt}) (z.B. MATZARAKIS 2001) ist, wurden in dieser Studie ausschließlich zu den Laststunden zwischen Sonnenauf- und -untergang Messungen durchgeführt. Dabei wurden die Messstandorte so ausgewählt, dass sowohl die Flächennutzung (vor allem Park und Baukörper) als auch die unterschiedlichen Einstrahlungssituationen (vgl. Karte 3, Karte 4) berücksichtigt wurden. Dargestellt sind die Standorte in Karte 7.



Karte 7: Lage und Kürzel der Messstellen an denen thermisch relevante Größen mobil erfasst wurden, um die Behaglichkeit im Untersuchungsgebiet zu bestimmen. Außerdem ist der Standort des mobilen Messlabors zur Erfassung von Spurenstoffen eingezeichnet.

In einer E-W verlaufenden, breiten Straßenschlucht im E des Westparks wurden sowohl auf der Nord- (HB-N), als auch auf der Südseite (HB-S) der Straße auf dem Bürgersteig Daten erhoben. Zusätzlich wurden eine für das Untersuchungsgebiet typische N-S verlaufende (im E des Parks; Messort: östlicher Bürgersteig) sowie eine schmalere E-W verlaufende Straßenschlucht (im W des Parks; Messort: Straßenmitte) des Parks berücksichtigt (Punkte HB_N-S bzw. HB_E-W). Im Park fanden die Messungen auf einer ganztägig möglichst direkt besonnten Wiese (HB-G; Messort im nordöstlichen Parkbereich) sowie unterhalb dicht geschlossener Baumkronen (HB-B; Messort im westlichen Parkbereich) statt. Eine Charakterisierung der Messstandorte wird in Tab. 13 gegeben.

Tab. 13: Beschreibung der Messstandorte zur Erfassung human-biometeorologischer Einflussgrößen.

Messpunkt	SVF	Geometrie	Flächennutzung
HB-S	0,42	Straßenschlucht (23 m breit)	Steinplatten
HB-N	0,62	Straßenschlucht (23 m breit)	Steinplatten
HB_N-S	0,53	Straßenschlucht (15 m breit)	Steinplatten
HB_E-W	0,48	Straßenschlucht (13 m breit)	Verbundsteinpflaster
HB-G	0,74	offene Wiese, von Bäumen umgeben	Gras
HB-B	0,13	dichter Laubbaumbestand	Laubbäume (bis 15 m Höhe)

Die experimentelle Bestimmung der t_{mrt} wurde, abweichend von VDI (1998), mit Hilfe eines Albedometers sowie eines Strahlungsbilanzgebers durchgeführt. Die Geräte liefern jeweils einzelne Datensätze für die aus zwei gegenüberliegenden Halbräumen eingehenden Strahlungsflüsse, so dass durch Anwendung von

$$L = S - K$$

Gl. 24

die langwelligen Strahlungsflussdichten (L) ebenfalls ermittelt werden können, wobei S die Summe aus kurz- und langwelliger und K die kurzwellige einfallende Strahlungsflussdichte aus einer Raumrichtung sind (alle in W m^{-2}).

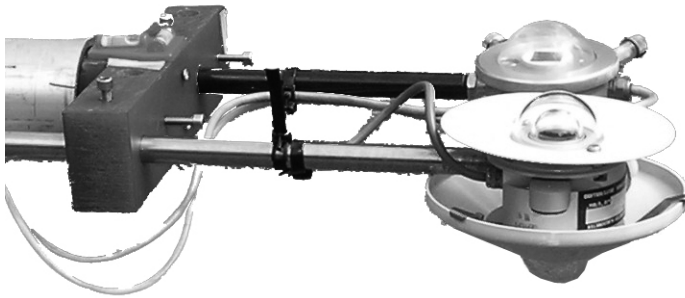


Abb. 22: Messgeräteanordnung zur gleichzeitigen Erfassung von kurz- und langwelligen Strahlungsflussdichten aus zwei Halbräumen. Vorne: Albedometer, hinten: Pyrriadiometer. (Quelle: Eigene Darstellung)

Entsprechend dem Bestimmungsverfahren werden die Strahlungsflussdichten so ermittelt, dass die Messwertgeber insgesamt in sechs Raumrichtungen „gesehen“ haben (oben, unten, Nord, Süd, Ost, West). Vorteil der hier angewendeten Messmethode ist die Halbierung der Messzeit pro Standort (im Vergleich zu dem z.B. von HÖPPE (1992) beschriebenen Verfahren), da beide Strahlungsflussdichten immer gleichzeitig aus zwei Raumrichtungen gemessen werden können. Durch periodisches Anfahren (alle 90 min. bis 120 min.) der Messpunkte mit dem Handmesswagen (Abb. 23) entstanden so quasi-stationäre Messwerte, die linear interpoliert den Tagestrend wiedergeben.

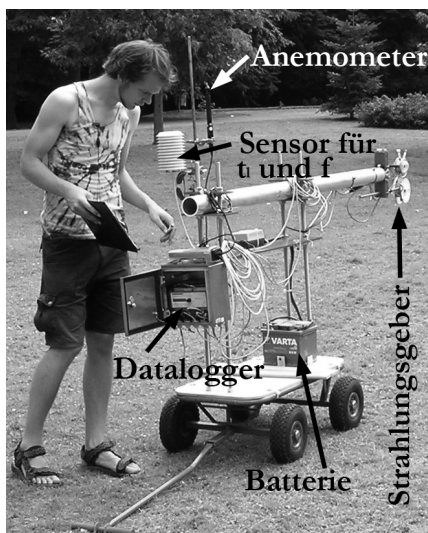


Abb. 23: Handmesswagen zur Erfassung der Messgrößen, die zur Beurteilung der thermischen Behaglichkeit an verschiedenen Standorten notwendig sind. Am Ausleger rechts sind Albedometer und Strahlungsbilanzgeber befestigt, Temperatur und Feuchte werden in der weißen kleinen Hütte und die Windgeschwindigkeit rechts daneben mit einem Hitzkugelanemometer aufgenommen. (Aufnahme: BORGOLTE)

Die Himmelssichtfaktoren (SVF) wurden elektronisch ermittelt aus Digitalfotografien (Kamera: Nikon Coolpix 995), die mit einem Fischaugenobjektiv (Nikon FC-E8, Öffnungswinkel 189°) aufgenommen wurden. Mit Hilfe des Fortran Programms „svf.exe“

(GRIMMOND et al. 2001), das mit den geometrischen Grundlagengleichungen von JOHNSON & WATSON (1984) arbeitet, wurden die Bilder nach vorangegangener Bildbearbeitung für einen Öffnungswinkel von 180° ausgewertet. In Abb. 24 sind die auf schwarz/weiß Information reduzierten Aufnahmen, die zur Bestimmung des SVF benutzt wurden, für alle sechs Messpunkte dargestellt.

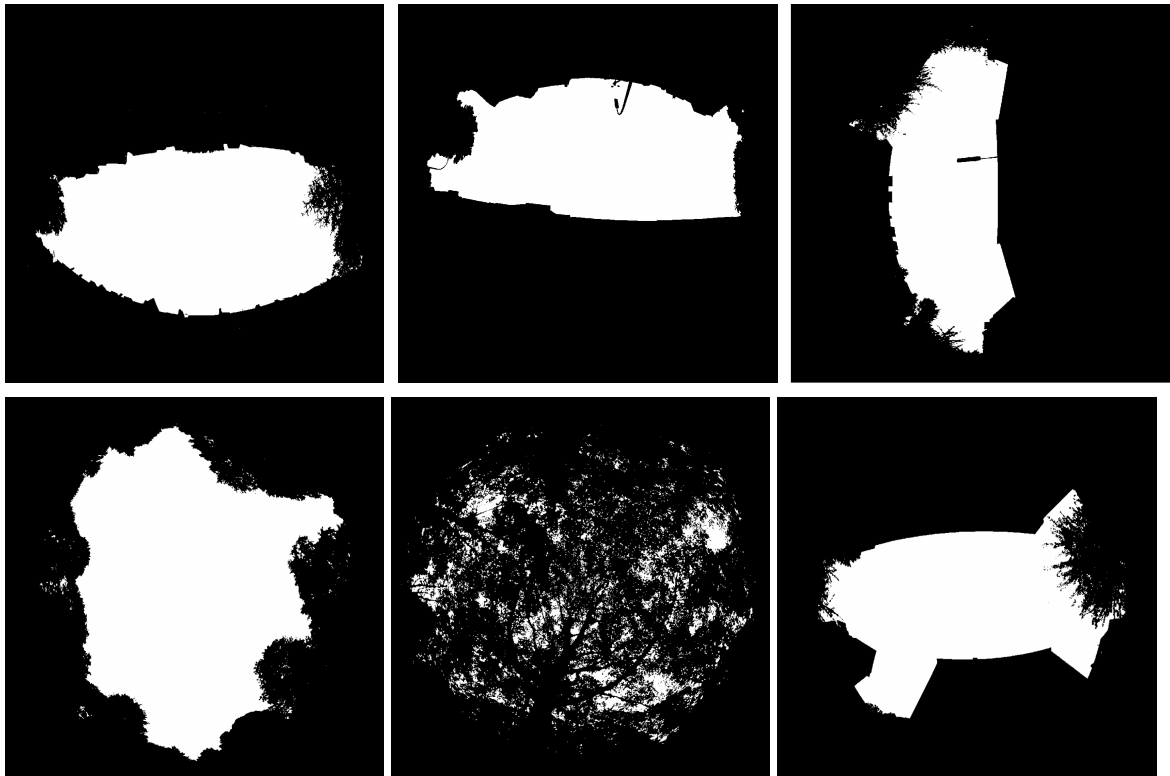


Abb. 24: Beispiele der nachbearbeiteten Aufnahmen (s/w-Kanal) mit dem Fischaugenobjektiv. Norden ist immer am unteren Bildrand; Standorte (v. l. n. r., v. o. n. u.): HB-S, HB-N, HB_N-S, HB-G, HB-B, HB_E-W

6.3 Anwendung numerischer Modellierungen

Eine Simulation ist immer eine vereinfachte Darstellung der Wirklichkeit, die deshalb in ihrer Aussagefähigkeit immer beschränkt ist. Neben der Nutzung statistisch-empirischer und physikalischer (realer) Modellierungsansätze stellt der Einsatz von diagnostischen und prognostischen numerischen Modellen eine erfolgreiche Methode dar, die aus Messungen gewonnenen Erkenntnisse zu überprüfen bzw. zu erweitern und darüber hinaus Szenarien zu entwerfen. Eine numerische Modellphysik stellt eine Kombination aus bekannten bzw. relevanten Gleichungen, die z.T. in vereinfachter Form eingesetzt werden, und skalen- bzw. interessensabhängigen Parametrisierungen dar.

Das hier gewählte Modell zur numerischen Analyse von Wärmebilanz, Strömungsfeld, Ausbreitung und Behaglichkeit ist das an der Universität Bochum entwickelte numerische, nicht-hydrostatische Modell ENVI-met, Version 3.0 (BRUSE & FLEER 1998; BRUSE 1999;

BRUSE 2004). Die Darstellung der Modellergebnisse erfolgt mit Hilfe des zugehörigen Programms LEONARDO (3.3 Beta 3).

Allgemeine Grundlage sind die Haushaltsgleichungen für Bewegung (Navier-Stokes-Gl.), für Kontinuität (Kontinuitätsgl.), für Temperatur, Feuchte und Luftbeimengungen, sowie die Zustandsgleichungen für Turbulenzenergie, adiabatische Änderungen und für Gase. Die Kopplung des atmosphärischen Systems findet über die Wärmebilanzgleichung der jeweils betrachteten Oberfläche bzw. Grenzfläche statt (vgl. Abschn. 3.2.2), die als untere Randbedingung notwendig, aber in vielen Modellen lediglich parametrisiert ist (HELBIG et al. 1999, besonders Kap. 11; HUPFER & KUTTLER 2005, besonders Kap. 14).

Auch in der Stadtklimatologie, also auf meso- und mikroklimatologischer Ebene, ist es primär aufgrund der gestiegenen Rechenleistung und Speicherkapazität von (Personal-) Computern etwa seit den 1970er Jahren zu einer intensiveren Beschäftigung und damit kontinuierlichen Fortentwicklung in diesem Arbeitsfeld gekommen. Aufgrund der topografischen Situation (Relief, Rauigkeit), Vertikalströmungen, Staudrücken und Schwerewellen herrschen über komplexem Gelände in der planetaren Grenzschicht nicht-hydrostatische Bedingungen, weshalb die Modelle in der Stadtklimatologie überwiegend sog. nicht-hydrostatische sind. Nicht-hydrostatische Modelle werden auch als prognostische Modelle bezeichnet, weil sie im Gegensatz zu diagnostischen Modellen die dynamische Druckvariation durch mikroskalige Änderungen der Windgeschwindigkeit wiedergeben können. Durch Verwendung der oben genannten strömungsdynamischen Grundgleichungen kann so neben dem hydrostatischen Druck dessen standortabhängige dynamische Veränderung durch thermische und/oder reibungsbedingte Einflüsse in alle drei Raumrichtungen berechnet werden. Die Randbedingungen zur Initialisierung von komplexen dreidimensionalen (3-D) Modellen können in befriedigender Form nur durch das sog. Nesting erreicht werden: Dies bedeutet eine Vorschaltung von weniger komplexen, z.B. eindimensionalen Modellen oder eine Einbettung in grobskaligere Modelle. Bei einer dynamischen Initialisierung – also der Veränderung der Randbedingungen während der Simulation – spricht man von 4-D Modellen (z.B. MM5: GRELL et al. 1995). Numerische Modelle benötigen bei stadtklimatologischen Fragestellungen Informationen über die Oberflächengestaltung bzw. deren Eigenschaften für die Verknüpfung des atmosphärischen mit den übrigen Systemen. Der Informationsgehalt, aber auch der gesamte Rechenaufwand des Modells steigt mit erhöhter räumlicher Auslösung. Diese ist bedingt durch die Kantenlängen der Euler'schen 3-D Gitterzellen (bei 3-D Modellen), da die strömungsdynamischen Grundgleichungen für jeden dieser Quader gelöst werden müssen.

Für die Untersuchung des Westparks war geboten, auf ein mikroskaliges Modell zurückzugreifen, da das Untersuchungsgebiet entsprechend klein ist und mesoskalige klimatische Veränderungen zwar das Parkklima mitbeeinflussen, unter autochthonen Bedingungen aber die unterschiedlichen lokalen Prozesse entscheidend sind.

Stadtklimaeffekte, wie z.B. Flurwind und Wärmeinsel der UBL bzw. UCL müssen demnach, wie bereits in Kap. 3 erläutert, aus der Untersuchungsperspektive der Grünfläche betrachtet werden. Damit können diese Stadtklimaeffekte, ähnlich den makroklimatischen Bedingungen, als dem Untersuchungsgebiet „aufgezwungene“, oder quasi-allochthone Randbedingungen angesehen werden. Ziel dieser Arbeit ist es, aufgrund des autochthon unterschiedlichen Verhaltens der Klimatope in den Baukörperstrukturen und der innerstädtischen Parkanlage die stattfindenden Wechselwirkungen auch durch Simulationen erklären zu können. Viele mikroskalige Modelle haben den Nachteil, entweder rein strömungsdynamisch (z.B. MISKAM (EICHORN 1989), ASMUS (GROß 1994; GROß 1997)), thermodynamisch für Straßenschluchten (z.B. ARNFIELD & GRIMMOND 1998) oder pflanzenphysiologisch (z.B. INCLAN et al. 1996) orientiert zu sein. Da die Unterschiede, wie in Kapitel 3 zusammengefasst, im klimatischen Verhalten genau im gleichzeitigen Wirken dieser Antriebe zu suchen sind, sollte dieses aber auch in hinreichender Form durch die modellphysikalischen Grundlagen wiedergegeben werden.

Diese Forderungen erfüllt ENVI-met. Weitere Argumente sind die bereits erfolgreiche Evaluierung des Modells zu ähnlichen Fragestellungen im Rahmen des Forschungsprojekts „Benefits of Urban Green Spaces“ (BUGS) (LAHME & BRUSE 2003) und das Zusatzmodul zur Human-Biometeorologie (PMV Berechnung) (BRUSE 1999).

ENVI-met zeichnet sich durch die Kopplung von drei bzw. vier Teilmodellen aus: dem Kernmodell oder Atmosphärenmodell (3-D), dem Boden- oder Grenzflächenmodell (1-D, bzw. in der obersten Gitterzelle 3-D), dem Vegetationsmodell (Parametrisierungen des physiologischen Pflanzenverhaltens, 1-D) und dem Randmodell (1-D), welches zur Initialisierung des Modells dient (vgl. Abb. 25).

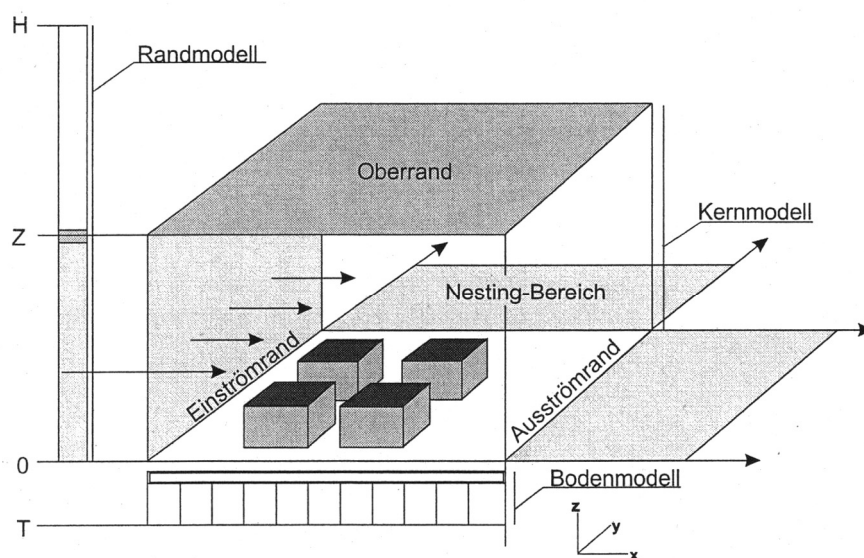


Abb. 25: Schematischer Aufbau des Modells ENVI-met
(Quelle: BRUSE 1999)

Zwischen Randmodell und Kernmodell können Nestingzellen definiert werden, die lediglich zwei unterschiedliche Oberflächeneigenschaften in schachbrettartigem Muster aufweisen. Vorteil dieses Nestings ist, dass der zuvor berechnete stationäre Zustand des Randmodells auf die Bedingungen im 3-D Kernmodell umgerechnet wird, ohne komplexe thermische (auch strömungsmodifizierende) und hygrische Einflüsse berücksichtigen zu müssen. Gleichzeitig wird durch Definition der entsprechenden Oberflächen begonnen, den stadtklimatischen Einfluss auf die Luftmassen zu simulieren. In Tab. 14 ist aufgeführt, für welche Prozesse Gleichungen in ENVI-met gelöst werden und welche Parametrisierungen vorgenommen werden. Der eigentlichen Modellierung ist die Initialisierung vorgeschaltet, die so lange läuft, bis stationäre Zustände für die Simulationsfelder erreicht sind. Für Angaben zur hier verwendeten Konfiguration sei auf Abschn. 11.6 verwiesen. Eine genaue mathematische Beschreibung befindet sich in BRUSE (1999), für eine Kurzdarstellung der verwendeten Gleichungssysteme sei auf BRUSE & FLEER (1998) verwiesen.

Tab. 14: Übersicht über die Berücksichtigung von Prozessen durch Gleichungen und Parametrisierungen in den Teilmodellen Atmosphäre, Boden- und Grenzfläche und Vegetation von ENVI-met. (nach: BRUSE 1999)

Teilmodell	Aspekt [Initialisierung]	Beschriebener Prozess	Prozessbesonderheit	Unter Berücksichtigung von:	Aktualisierung
Atmosphäre	Nicht-hydrostatische Strömung [nach 1-D Randmodell]	Navier-Stokes-Bewegungsgl.	Divergenzarmes Strömungsfeld ist gesplittet: a) prognostische Strömungsgl., b) Stördruckgradient	Boussinesq-Approximation, Poröser Vegetation ^a (LAD), Massenerhaltung am Ausströmrund	Quasi-diagnostisch: erneute Berechnung stationärer Zustände ^d
	Lufttemperatur, Luftfeuchte [im Anschluss an Initialisierung des Strömungsfeldes]	a) Advektion, b) turbulente Diffusion, c) vertikaler Verlust von L _↑		internen Quellen und Senken (T ₀)	zu Beginn der Initialisierung: im Anschluss an Strömungsfeld, dann variabel
	Turbulenz [im Anschluss an Initialisierung des Strömungsfeldes]	Turbulenzparametrisierung	a) Turbulenzschließung: Prognostische lokale Schließungen 1,5. Ordnung (E-ε Ansatz) ^b , b) A an festen Oberflächen ^c	ad a) Produktions-, Thermik-, Quellterm; Dissipation; ad b) erzwungener Konvektion, freier Konvektion, molekularem Austausch	Quasi-diagnostisch: erneute Berechnung stationärer Zustände ^d
	Strahlungsflüsse [im Anschluss an Initialisierung des Strömungsfeldes]	a) L _↓ , b) L _↑ , c) K	ad a) Integration der Einzelschichten oder (bei Bewölkung) parametrisiert, ad b) nur vertikale Divergenz bei isothermer Atmosphäre, ad c) direkte und diffuse Komponente	allg.: Vegetation, Gebäuden, ad a) Wasserdampfmenge oder Bewölkung in Achtern, ad b) T ₀ , ad c) Rayleigh-, Miestreuung, Bewölkung, für die Oberfläche gemittelte α	
Boden- und Grenzflächen	Hydrologischer Komplex	Bestimmung von volumetrischem Wassergehalt	Bestimmung von pflanzenverfügbarem Bodenwasser	Gesetz von Darcy: Hydrologischer Diffusivität und Leitfähigkeit, Matrixpotenzial	

Tab. 14 (Forts.)

Boden- und Grenzflächen (Forts.)	Thermodynamischer Komplex	Molekulare Wärmeleitung	Abhängig von Bodenwassergehalt	ζ, λ, k, T_i	
	Wasserkörperverhalten	Molekulare Wärmeleitung, Strahlungsextinktion			
	Bestimmung von: a) Grenzflächenfeuchte, b) –temperatur	Wärmebilanz		Turbulente und molekulare Grenzflächenströme, Strahlungsflüsse	
Vegetation	(wie bei Grenzflächen)				
	Bestimmung turbulenter Flüsse an Blattoberflächen	a) sensibler Wärmefluss, b) Wasserdampffluss	ad b) Evaporation/Kondensation, Transpiration	ad a) Temperaturdifferenz, aerodynamischer Widerstand, ad b) aerodynamischer Widerstand bzw. aerodynamischer und stomatärer Widerstand (K, Wasserangebot im Boden, Grundzustand der Pflanze)	
	Blattoberflächentemperatur	Wärmebilanz	Emissivität und Transmission parametrisiert		

^a Leaf Area Density (LAD) in $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$ (Blattfläche je Kubikmeter Luft)

^b Turbulente Kinetische Energie (TKE) = E; Auflösungsrate (Dissipation) der TKE = ϵ

^c Austauschkoefizient (A)

^d Zeitschritte abhängig von der Sonnenhöhe: bei einer Sonnenhöhe $\beta < 40^\circ$ wird das Strömungsfeld alle 10 s, wenn $\beta \geq 40^\circ$ und $< 50^\circ$ ist alle 5 s, wenn $\beta \geq 50^\circ$ ist alle 2 s aktualisiert (dynamische Zeitschritte).

Das implementierte 1-D Randmodell zur Initialisierung und als Referenz für die Erhaltung der Kontinuität hat eine theoretische vertikale Erstreckung bis in 2500 m ü. Gr. und wird daher auch vom Oberrand des Kernmodells aufwärts berechnet.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das dynamisch-prognostische Modell das allgemeine Strömungsfeld, die auftretenden Turbulenzen und die Wärmebilanzen für Grenzflächen und Atmosphärenschichten in der für die Fallstudien gewählten Auflösung von $6 \text{ m} * 6 \text{ m} * 2 \text{ m}$ wiedergeben soll. Insgesamt entspricht die im Modell definierte Fläche damit dem in Abschn. 4 beschriebenen Untersuchungsgebiet und lässt sehr genaue Vergleiche zu (vgl. Abschn. 7.5). Die genauen Angaben zur Auflösung der Modellkonfiguration sind in Tab. 15 aufgetragen. Bei einer Speicherung der Werte im Abstand von 10 Minuten und einer Simulation für 24 h lag die Rechenzeit bei über drei Tagen³⁸.

³⁸ Kennzahlen des verwendeten Personalcomputers (PC): Prozessor AMD 64 3200++; Arbeitsspeicher 1024 MB RAM

Tab. 15: Maßzahlen der Modellkonfiguration

Modellabschnitt	Auflösung	Bemerkungen
Euler'sche Zellen (x-, y-, z-Richtung)	6 m * 6 m * 2 m	
Gebietsfläche (x-, y-, z-Richtung)	119 * 150 * 20 Gitterzellen	Die unterste Zelle ist in fünf gleich große Subzellen unterteilt
Vertikale des Bodenmodells	14 gleich mächtige Schichten	Untergrenze ^a : -1,75 m
Vertikale des Vegetationsmodells (oberirdisch)	10 gleich mächtige Schichten	Je höher die Pflanze, desto mächtiger die Schichten
Vertikale des Vegetationsmodells (unterirdisch)	10 gleich mächtige Schichten	Je tiefer die Wurzelreichweite, desto mächtiger die Schichten
Vertikale des Randmodells (bis Obergrenze Kernmodell)	20 Schichten	Die unterste Zelle ist in fünf gleich große Subzellen unterteilt
Vertikale des Randmodells (ab Obergrenze Kernmodell)	14 mit der Höhe mächtiger werdende Schichten	Obergrenze: 2500 m; wird auch oberhalb des Kernmodells berechnet
Nesting-Zellen	6 Zellen	
Gauß-Krüger Eckkoordinaten des Modellgebiets (rechtwinklig)	2600272,61 5709782,33 2600986,77 5708881,53	oben links unten rechts

^a Die Untergrenze im Boden bei -1,75 m begründet sich in der Annahme, dort keine tägliche Feuchte- und Temperaturschwankung mehr zu finden.

Zur Initialisierung (des 1-D Randmodells) der jeweiligen Simulation werden die absolute Lufttemperatur sowie die relative Luftfeuchtigkeit in 2 m ü. Gr., die Windgeschwindigkeit und Windrichtung in 10 m ü. Gr. sowie die Rauigkeitslänge z_0 an diesem Standort als Eingabeparameter zur Bestimmung des geostrophischen Windes benötigt. Hinzu kommt eine Angabe über die spezifische Feuchte am oberen Modellrand (2500 m ü. Gr.). Die Lufttemperatur in 2 m ü. Gr. wird als potenzielle Temperatur auch für jene in 2500 m ü. Gr. bestimmt, welche – genau wie die spezifische Feuchte dort – während der Simulation konstant gehalten wird. Die übrigen meteorologischen Parameter werden lediglich für die Initialisierung benötigt. Weitere Angaben sind zu den Bodentemperaturen und zur Bodenfeuchte³⁹ zu tätigen, die für drei Schichten (0-20 cm, 2-50 cm und >50 cm Tiefe) bei Initialisierung festgelegt werden, wobei die unterste Angabe während der Modellierung konstant gehalten wird. Die Simulationen sind exemplarisch für die Termine durchgeführt worden, an denen mobile Messeinsätze stattgefunden haben. Damit standen wirklichkeitsgetreue Daten zur Initialisierung zur Verfügung. Da während der Nacht – bedingt durch den nicht vorhandenen Energieinput der Globalstrahlung – der Grundzustand des Modells zuverlässiger hergestellt werden kann (BRUSE 2005a), wurden die Simulationen (24-stündig) jeweils um 6 h morgens (Modellzeit) gestartet. Somit wurden die vollständigen Gänge der Klimaelemente in den Tagstunden im Untersuchungsgebiet simuliert, deren Verlauf am Tage auch das Verhalten während der nächtlichen Situation bedingen. Außerdem

³⁹ Angegeben ist diese als relative Bodenfeuchtigkeit (in %) des Sättigungsfeuchtegehalts.

lag somit der Simulationsdatensatz für die gesamte Untersuchungsnacht bis etwa zum Sonnenaufgang vor.

Zur Initialisierung wurden Daten der Station UniDO herangezogen, um möglichst von mikroskaligen Klimafaktoren unbeeinflusste, aber für das Untersuchungsgebiet aufgrund der Nähe gültige und damit realitätsnahe Werte zu nutzen. Maßgeblich waren für T_1 und rF die 6 h (MEZ) Werte zu Beginn des Simulationszeitraums. Wenn sich jedoch diese Werte signifikant von denen bei Ende des Simulationszeitraums unterscheiden, wurde ein Mittel aus diesen gewählt. Für die Windgeschwindigkeit wurde ein Mittel aus der nächtlichen, „eingeschlafenen“ Strömung der Messnacht herangezogen, um für den Zeitpunkt des Interesses (also der mobilen Messeinsätze) wiederum möglichst realistische Randbedingungen zu garantieren. Die Rauigkeitshöhe wurde für die Simulationen mit $z_0 = 0,15$ m angenommen. Dieser für den Standort von Station UniDO eher unterschätzende Wert (vgl. z.B. ZMARSLY et al. 2002) bedingt tendenziell eine, auf Basis des logarithmischen Windprofils berechnete, im Gegensatz zu den realen Bedingungen zu geringe Geschwindigkeitskomponente im geostrophischen Windprofil. In Kauf genommen wird bei dieser Auswahl, dass während der Tagstunden die Advektion tendenziell unter- und die Konvektion überschätzt werden. Am problematischsten ist die Festlegung auf eine Windrichtung, da so ohne Hindernisse konstante Richtungen für die berechneten Vektoren vorausgesetzt werden. Kurzzeitige Windrichtungsänderungen, die eine zwischenzeitliche Verfrachtung der Luftmassen aus dem Park bedingen können, werden so nicht berücksichtigt, müssen also bei der Interpretation immer in Betracht gezogen werden.

Zweck der Modellierung ist es zum einen, festzustellen, bis zu welchem Ausmaß die realen (gemessen) Bedingungen hinsichtlich der wärmebilanzbedingten Messgrößen sowie der Ausbreitungssituation und der human-biometeorologischen Behaglichkeit wiedergegeben werden können. Dadurch ist eine Bewertung möglich, wie gut die Parkeffekte prognostisch wiedergegeben werden. Außerdem können sie mit der Simulation von vergangenen Messterminen validiert werden. Eine eventuell zu geringe Abkühlung der Oberflächen und der bodennahen Luftschichten kann durch die ledigliche Berücksichtigung der langwelligen *vertikalen* Strahlungsflüsse bei der Berechnung begründet sein (BRUSE & FLEER 1998).

Die zweite Motivation zur Anwendung von ENVI-met begründet sich durch bekannte Modellschwächen bzw. bewusst gewählte Einstellungen. Relevant hierbei ist primär die quasi-diagnostische, lediglich diskrete Aktualisierung (10-, 5-, oder 2-sekündlich) des Strömungs- und Turbulenzfeldes in Kombination mit einer relativ seltenen Anpassung des Windfeldes (alle 900 s) an die thermischen Bedingungen im Modellgebiet. Durch diese Vorgaben ist die Beeinflussung des Windfeldes durch sich eventuell entwickelnde thermische Antriebskräfte

(thermisch bedingte Druckgradienten) fast ausgeschlossen. Durch die so berechneten Ergebnisse kann eine Art Ausschlussverfahren angewendet werden:

Das visualisierte Temperaturfeld im Baukörper kann in erster Linie auf die Berechnung der mikroskaligen (γ) autochthonen Wärmebilanz der entsprechenden Grenzflächen bzw. Atmosphärenschichten zurückgeführt werden. Da das Strömungsfeld nur selten an die Temperaturverhältnisse angepasst wird, unterbindet dies den Einfluss der möglichen Advektion kühlerer Parkluft durch eine Parkbreeze. Diese Komponente, die zur Abkühlung im gesamten Baukörper während einer Strahlungsnacht theoretisch beitrüge, wird nicht durch die herrschende Strömung bestimmt sondern auf die thermische Mikrozirkulation zurückgeführt. Unter der Annahme, dass die Quellen und Senken an den Grenzflächen (Ausstrahlung von Oberflächen und Wänden, Transpiration von Pflanzen, Evaporation des Bodens etc.), die vorgegebenen Randbedingungen des Strömungsfelds sowie die turbulenten Austauschbedingungen für den Zustand der gemessenen Größen verantwortlich sind, existiert dann ein wesentlicher Unterschied zwischen den tatsächlich gemessenen und den numerisch ermittelten Daten:

Der Einfluss der durch thermisch induzierte Druckunterschiede bedingten Parkbreeze wird im Modell nicht wiedergegeben, weil die seltene Aktualisierung des Strömungs- und Turbulenzfeldes solche Austauschprozesse nicht wiedergeben kann. So ermöglicht der Vergleich der Simulationsergebnisse mit den real gemessenen Zuständen der Atmosphäre eine Abschätzung darüber, ob eine Parkbreeze zum Untersuchungszeitpunkt auftritt bzw. Effekte hat. Da bis auf die Parkbreeze alle anderen Prozesse für die Beeinflussung des Zustands der Atmosphäre simuliert werden, ist es sehr gut möglich, Unterschiede darauf zurückzuführen. Dieses einfache Konzept der Differenz zwischen gemessener und bewusst fehlerhaft modellierter Situation zeigt noch einmal Abb. 26: Wenn die flächenhaften Resultate der Messungen vom flächenhaften simulierten Resultat abgezogen werden, ergibt sich aus der Differenz der Einfluss der Parkbreeze, vorausgesetzt alle anderen Prozesse verlaufen in Realität und Simulation in der selben Größenordnung.

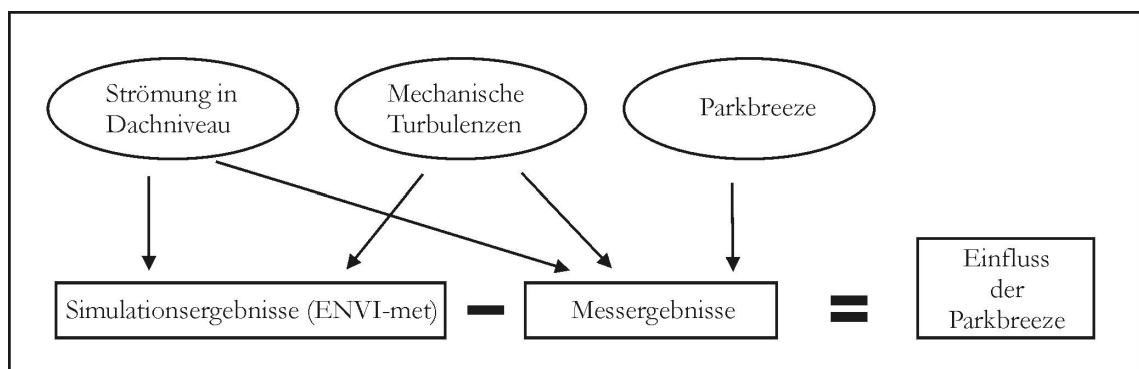


Abb. 26: Dominierende Einflüsse auf die Ausbreitung von Parkluft und der sich daraus ergebende Unterschied im visualisierten Ergebnis.

(Quelle: Eigene Darstellung)

7 Ergebnisse

Bevor auf die Ergebnisse der Untersuchungen zur Parkbreeze eingegangen werden kann, sollen im Folgenden zunächst der Messzeitraum, sowie die Charakteristika der einzelnen Messstandorte und besonderen Zeitabschnitte vorgestellt werden. Darauf aufbauend werden dann die einzelnen Ergebnisse aus den unterschiedlichen Messkampagnen zur Klimatologie, Lufthygiene und thermischen Komponente der Human-Biometeorologie vorgestellt.

7.1 *Repräsentanz des Messzeitraums*

Großwetterlagen haben zur Charakterisierung des Messzeitraums den Vorteil, allgemeine Aussagen zum Witterungsgeschehen zuzulassen. Mit mitteleuropäischen Hochdruck- sowie sonstigen antizyklonal geprägten Wetterlagen gehen ein unterdurchschnittliches Niederschlagsgeschehen und im Frühjahr, Herbst und vor allem Sommer überdurchschnittliche Lufttemperaturen einher (BAUR et al. 1944; GERSTENGARBE & WERNER 1999). Innerhalb der Grundgesamtheit der erfassten Großwetterlagen (GWL, Betrachtungszeitraum: 1881-1997) treten für einzelne Häufigkeiten von GWL sehr große Spannweiten auf. Das 118-jährige Datenkontingent lässt für selten auftretende GWL außerdem keine statistisch gesicherten Aussagen zu (GERSTENGARBE & WERNER 1999). Daher sind die folgenden Betrachtungen nur zur groben Einordnung der Bedingungen während des Messzeitraums 10.06.2003 – 09.06.2004 in ein langjähriges Mittel des Witterungsverlaufs gedacht.

Während der Messperiode wurden überdurchschnittlich viele antizyklonale Wetterlagen verzeichnet, die durch das verstärkte Auftreten mitteleuropäischer Hochdrucklagen bedingt waren (vgl. Tab. 16). Auffällig ist eine um 7,4 Prozentpunkte verminderte Auftrittshäufigkeit der allgemeinen zyklonalen Lagen. So ergibt sich eine Dominanz der antizyklonalen Wetterlagen von 52,2 % während der Messphase, die im langjährigen Mittel nur bei 47,5 % liegt. Auszugehen ist folglich von einem häufigeren Auftreten autochthoner Verhältnisse, die sich ausschließlich unter antizyklonalen Bedingungen ausbilden. Einige Wetterlagen traten im Messjahr gar nicht auf (NZ, HFZ, SA, TB). Dominant und dreimal so häufig wie durchschnittlich wurde die Hochdruckbrücke Mitteleuropa (BM) verzeichnet. Die Anzahl der Tage, an denen sie auftrat, summiert sich auf nahezu drei Monate innerhalb des Zeitraums April bis September. Auch die Großwetterlagen Südwestlage und Nordwestlage antizyklonal (SWA, NWA) der gemischten Zirkulationsform prägten – überwiegend in den Monaten Mai bis September – das Witterungsgeschehen (10,7 %). Die antizyklonalen Lagen mit meridionaler Strömung aus Nord (Anteil: 13,6 %) gehen meist mit unterdurchschnittlich niedrigen Temperaturen einher, fördern dennoch autochthone Bedingungen, können aber

nicht explizit als Lagen, bei denen mit Wärmebelastung zu rechnen ist, bezeichnet werden. Sie traten zu zwei Dritteln in den Wintermonaten auf. Untypisch war das nur einmalige Auftreten der GWL Hoch Mitteleuropa (HM), die im Mittel fast 10 % aller Wetterlagen ausmacht. Alle anderen, vor allem Süd-, Strömungen waren für die Messperiode irrelevant. Insgesamt herrschten vor allem in der warmen Jahreshälfte gute Bedingungen für die Ausbildung autochthoner Verhältnisse.

Tab. 16: Häufigkeit der Großwetterlagen nach der Zusammenfassung von BAUR et al. (1944) im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 in Dortmund und für das Jahresmittel (1881 – 1997). (Langjähriger Datensatz aus GERSTENGARBE 1999)

	Messzeitraum	118-jähriges Mittel
Mitteleuropäische Hochdrucklage	34,7%	30,2%
allg. antizyklonale Lage	17,5%	17,3%
Summe antizyklonal	52,2%	47,5%
Mitteleuropäische Tiefdrucklage	17,2%	14,4%
allg. zyklonale Lage	29,8%	37,2%
Summe zyklonal	47,0%	51,5%

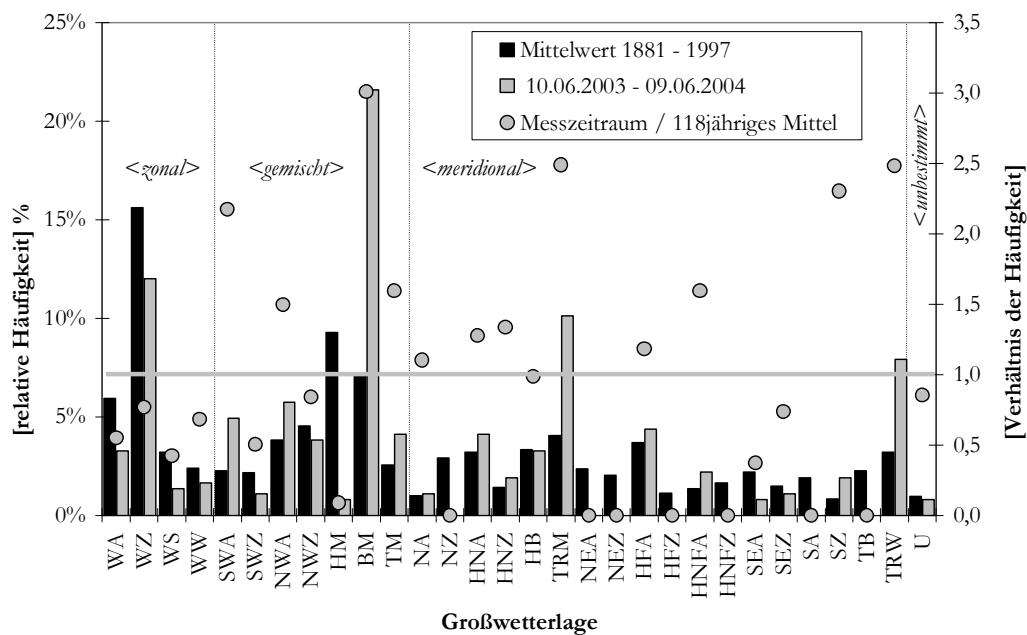


Abb. 27: Relative Häufigkeit der Großwetterlagen (GWL) im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 und 118-jährigen Mittel (1881 – 1997) in Europa. Die gepunkteten Linien geben die Zugehörigkeit zum Zirkulationstyp der GWL an. Zusätzlich ist durch die grauen Punkte das Verhältnis der Auftretishäufigkeit der GWL in Messzeitraum und langjährigem Mittel dargestellt.
 Datenquellen: (Deutscher Wetterdienst 2003; Gerstengarbe & Werner 1999)

7.2 Überblick über die stationären Messungen

Um den Jahresgang einzelner Klimaelemente während des Messzeitraums darzustellen, werden im Folgenden Messdaten einzelner Stationen im Untersuchungsgebiet vorgestellt. Dadurch ist auch schon eine erste Analyse des langfristigen mikroklimatischen Verhaltens ausgewählter Messstandorte möglich.

In der folgenden Langfristanalyse wurde die Station P1 (vgl. Karte 4) nur vereinzelt berücksichtigt, da sie bereits (nach einjähriger Messdauer) am 05.05.2004 abgebaut werden musste. Die Hervorhebung von z.B. Extremwerten schließt diese natürlich nicht aus. Informationsverlust durch den Abbau ist aber nicht gegeben; die Messwerte der beiden Parkstationen zeichneten sich trotz ihrer unterschiedlichen Standorte durch einen sehr homogenen Verlauf aus; die Korrelation über den Bezugszeitraum⁴⁰ 01.05.2003 – 30.04.2004 ergab für die Lufttemperaturen sowohl in 0,2 m als auch 3,5 m ü. Gr. und die relativen Luftfeuchtigkeiten ein Bestimmtheitsmaß von jeweils $r^2 = 0,99$. Die Standardabweichungen lagen jeweils bei $\sigma = 0,3$, $\sigma = 0,3$ und $\sigma = 1,7$. Sogar die standortabhängigen, sehr unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten ergaben noch $r^2 = 0,77$ bei $\sigma = 0,3$. Es wird daher als ausreichend angesehen, zumeist nur die Station P2 zu berücksichtigen.

In den folgenden Darstellungen ist der Mittelwert der Baukörperstationen (Mastmittel) herangezogen worden, um das klimatische Verhalten des verdichteten Teils des Untersuchungsgebiets möglichst gut abzubilden.

Die Messgrößen an den Hauptstationen im Untersuchungsgebiet weisen aufgrund ihrer Lage ein unterschiedliches Verhalten auf. Wie Tab. 17 zeigt, repräsentiert der Referenzzeitraum (10.06.2003 – 09.06.2004)⁴¹ ein überdurchschnittlich warmes Jahr, wofür maßgeblich der Einfluss des heißen und einstrahlungsreichen Sommers 2003 verantwortlich gemacht werden kann (DEUTSCHER WETTERDIENST 2004). Dies bestätigt sich auch durch die im vorangegangenen Abschnitt dargestellte Großwetterlagenkonstellation.

Rauigkeitsbedingt konnte in der Stadt eine mittlere Reduktion der Windgeschwindigkeit um bis zu 60 % gegenüber dem Umland ermittelt werden (vgl. Tab. 17). Das spricht dafür, dass alle Stadtstationen dauerhaft nicht durch Düseneffekte beeinflusst waren. Die Windgeschwindigkeiten innerhalb der Grünfläche sowie an Station MW sind besonders niedrig. Die UHI lag im Mittel – je nach städtischer Bezugsstation – zwischen 0,7 K und 1,9 K, wobei die Vergleiche zu den Stationen in der Umgebung des Parks⁴² noch als konservativ zu betrachten sind, da diese ja in 3,5 m ü. Gr. erhoben wurden und folglich in

⁴⁰ Bei Ausfall einer Station wurde der Datensatz für den entsprechenden Zeitraum auch aus der Grundgesamtheit des anderen Datensatzes entfernt.

⁴¹ Auf den Monat bezogene Darstellungen stellen jeweils einen kumulativen Datensatz für Juni 2003 und Juni 2004 dar.

⁴² Der Messwert der Station MW zeigt sich wegen eines einwöchigen Datenausfalls, sowie durch die Beeinflussung eines direkt angrenzenden Innenhofs im sehr warmen Juni 2004 ähnlich dem der Parkstation.

geringerem Ausmaß vom Energieumsatz an der Erdoberfläche beeinflusst sind (vgl. Abschn. 6.1). Der stadtklimatische Einfluss zeigt sich, wenn auch schwächer ausgeprägt, auch für die Parkstation. Abb. 28 stellt dar, dass auch hinsichtlich der Monatsmittel die Umlandstation UniDO⁴³ (t_r) die niedrigsten Temperaturen aufweist, der innerstädtische Park als Kühleinsel gegenüber den ihn umgebenden Stationen deutlich hervortritt, aber gleichzeitig deutlich höhere Mittelwerte als die Umlandstation aufweist⁴⁴.

Tab. 17: Jahresmittel (10.06.2003 – 09.06.2004) der Lufttemperatur, des aktuellen Dampfdrucks und der Windgeschwindigkeit an ausgesuchten Messstationen. 30-jähriges Mittel aus MÜLLER-WESTERMEIER (1996).

Messung	[t_l] °C	[e] hPa	[u] m s ⁻¹
30-jähr. Mittel	9,7	9,8	-
UniDO ^a	10,3	10,2	2,2 (1,7)
DOLIS ^a	12,2	10,4	1,4 (1,0)
P2	11,1	9,9	0,7
MW	11,1	10,2	0,7
MS	11,4	9,8	1,0
MN	11,4	10,2	1,1
ME	11,6	10,2	0,9

^a Der Wert in Klammern bezeichnet die Windgeschwindigkeit in 4 m ü. Gr., reduziert nach dem logarithmischen Windprofil.

Da der Parkbreeze Effekt erst aufgrund des unterschiedlichen Abkühlverhaltens der einzelnen Standorte während der Abend- und Nachtstunden auftreten kann, ist es von Interesse, Nacht- und Tagesbedingungen getrennt anzuführen. Die Lufttemperaturen weisen vor allem die Besonderheit auf, dass die Parkstation während der Monate April bis September deutlich geringere Werte als die Maststationen bzw. die Station DOLIS aufweist. In diesem Zeitraum liegt die durchschnittliche Differenz zu den Maststationen für die jeweiligen monatlichen Nachtmittel bei über einem Kelvin, zur Stadtstation DOLIS noch höher (vgl. Abb. 30).

⁴³ Die Messwerte sind in 2 m ü. Gr. erfasst worden und bei Kleinstdifferenzen mit Vorsicht zu interpretieren.

⁴⁴ Ist der jeweilige Mittelwert nicht in den Abbildungen dargestellt, ist die Gefahr für eine Falschinterpretation als zu groß angesehen worden; bei zu großen Datenlücken (≥ 7 Tage pro Monat) wird auf eine Darstellung des Wertes verzichtet.

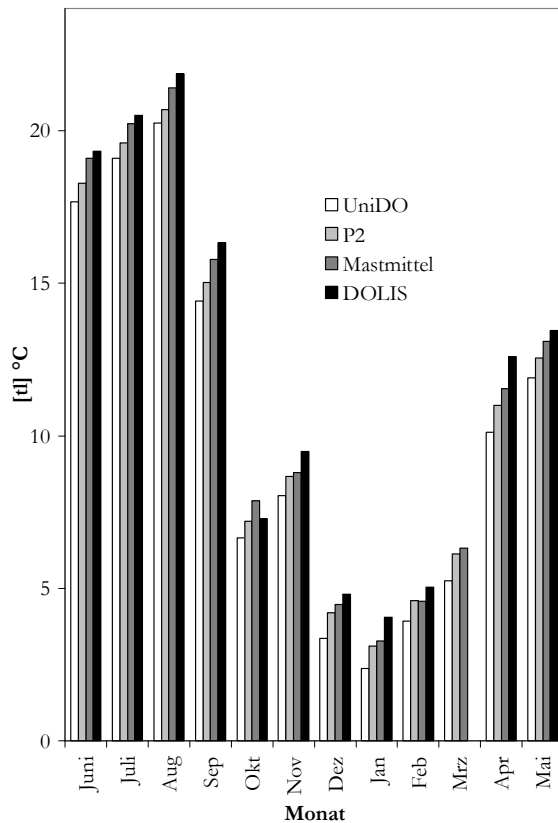


Abb. 28: Monatsmitteltemperaturen im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 von ausgewählten Klimastationen.

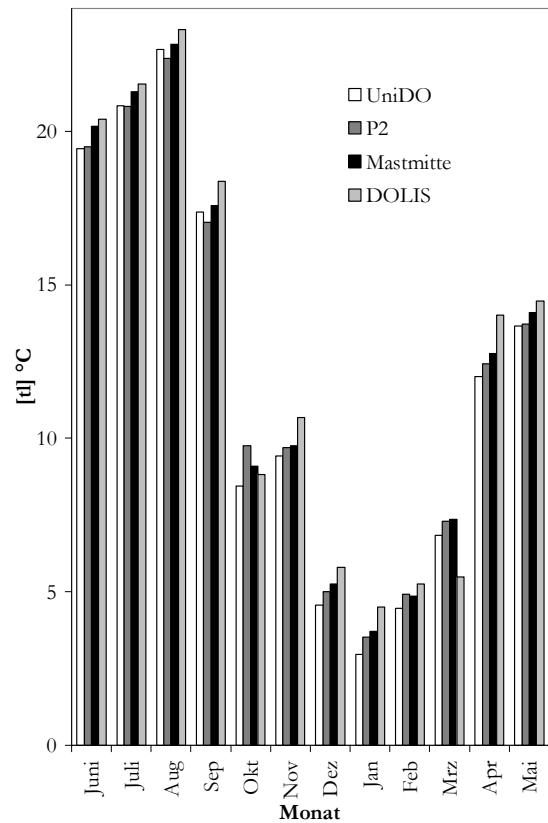


Abb. 29: Mittlere monatliche Lufttemperaturen während der Tagstunden ausgewählter Klimastationen im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.

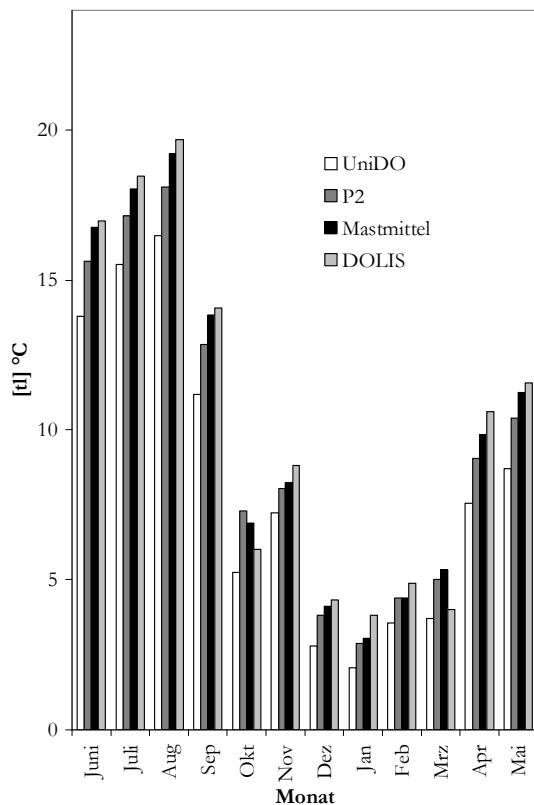


Abb. 30: Mittlere monatliche Lufttemperaturen während der Nachtstunden ausgewählter Klimastationen im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.

Hinsichtlich der Wasserdampfpartialdrücke ist im Monatsmittel nachts ein leichter ganzjähriger urbaner Feuchteüberschuss (UME, s. Abschn. 3.2.2.4) zu beobachten (vgl. dazu MAYER et al. 2003b) der sich allerdings beim Vergleich Park-Umland nur in den Monaten September und Mai andeutet (Abb. 31). Ausnahmen bilden die Monate Februar und März. Am deutlichsten war der nächtliche UME in den Monaten April bis Juli sowie im September ausgeprägt. Aufgrund der kleinen Differenzen, der geringen Genauigkeit der Messgeräte sowie der Heranziehung der Monatsmittelwerte können die Darstellungen nur zur Beschreibung des Trends, nicht aber zur exakten Interpretation genutzt werden. Die höheren Temperaturen im bebauten Bereich führen zu der abhängigen Konsequenz erhöhter Sättigungsdampfdrücke und damit einhergehend offensichtlich auch zu erhöhten Wasserdampfkonzentrationen in den Luftmassen. Die Parkstation verhält sich sehr ähnlich der Umlandstation und nimmt in den Monaten Mai und September hinsichtlich der Dampfdrücke einen Übergangstatus zwischen Stadtstationen und Umlandstation ein. Die relativen Feuchten weisen dabei unter den verglichenen Stationen in der Grünfläche die höchsten Werte auf. Mit Vorsicht müssen die (errechneten) Dampfdrücke in den Monaten Oktober bis Januar interpretiert werden, da hier häufig sehr hohe relative Feuchten erreicht wurden und die Messgenauigkeit der Haarharfen in diesen Bereichen immer mehr abnimmt.

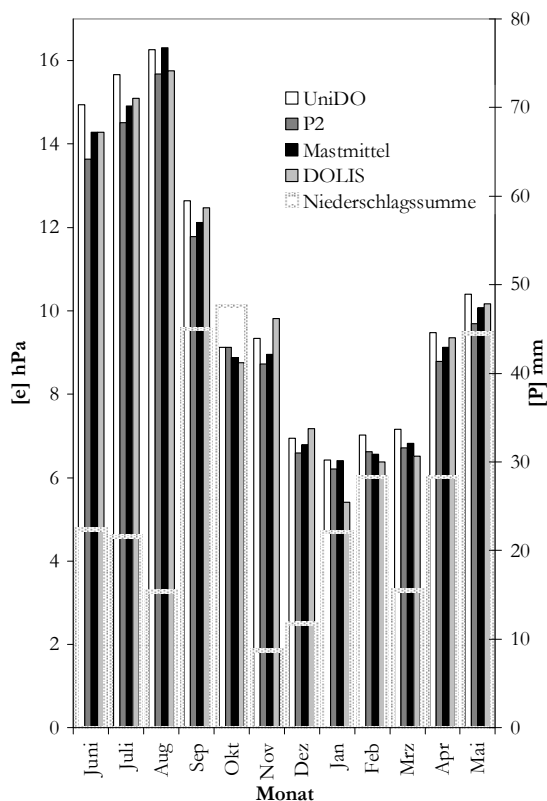


Abb. 31: Monatsmittelwerte der Dampfdrücke am Tage im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 an ausgewählten Klimastationen und die an Station UniDO gemessene Niederschlagssumme.

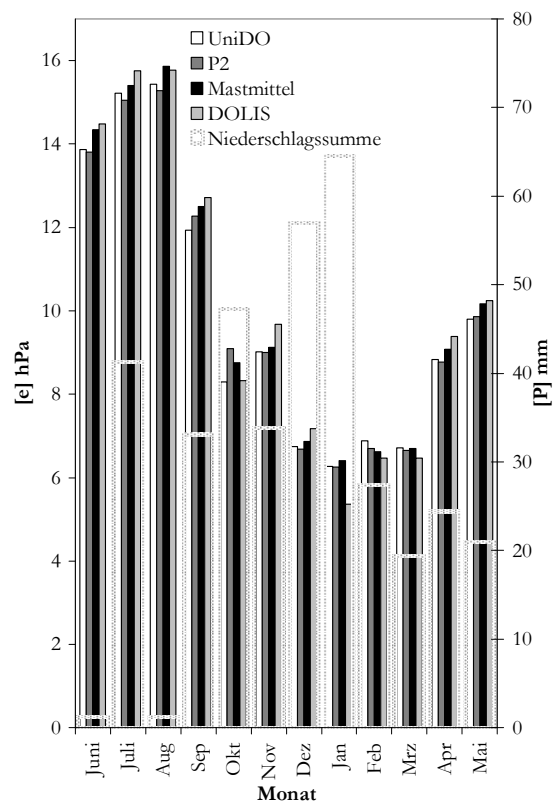


Abb. 32: Monatsmittelwerte der Dampfdrücke in der Nacht im Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 an ausgewählten Klimastationen und die an Station UniDO gemessene Niederschlagssumme.

Die nächtlichen nicht typischen Oktobermittelwerte zeigen noch einmal, wie abhängig der UME vom Wärmeinseleffekt ist; während an der Station DOLIS die Lufttemperaturen unter denen im Park liegen, bildet sich das Dampfdruckmaximum in der Grünfläche aus. Auch gegenüber den Mast-Stationen besteht im Park ein Wärmeüberschuss, der – gekoppelt mit der die Verdunstung begünstigenden Wasserspeicherfähigkeit der Grünfläche – die deutlich höheren Dampfdrücke bedingt. Der zuletzt genannte Faktor bedingt auch vergleichbare Wasserdampfmenngen an den Stationen DOLIS und UniDO, obwohl im Umland im Schnitt eine deutlich geringere Mitteltemperatur verzeichnet wurde. Auffällig ist dagegen im trocken-heißen August die Entkopplung von höchster mittlerer nächtlicher Lufttemperatur und höchsten mittleren aktuellen Dampfdrücken. Ersichtlich wird dies an der Station DOLIS, deren Wasserdampfdruck trotz deutlich höherer Lufttemperaturen mit dem Mastmittel der Parkumgebung vergleichbar ist. Dies bedingt das nicht ausgleichbare Wasserdampfdefizit in der Atmosphäre über dem hochversiegelten Untergrund an der Station DOLIS. Wesentlich niedrigere Temperaturwerte im Umland führen jedoch nicht zu ähnlich deutlichen Dampfdruckdifferenzen, da hier das reale Verdunstungspotenzial offensichtlich noch groß genug ist. Genauso beeinflusst die reale Verdunstung der Parkanlage die aktuellen Dampfdrücke positiv, wie z.B. in den Monaten April, Mai und Juli. Am Tage sind die Wasserdampfdrücke im Umland in fast allen Monaten höher, als in der Stadt. Im Mittel ist dann also gar kein UME zu beobachten. Der Einfluss der Messhöhe (2 m ü. Gr. im Umland, 3,5 m ü. Gr. in der Stadt) ist jedoch nicht genau abschätzbar, so dass weitere quantitative Interpretationen nicht angestellt werden.

Hinsichtlich der Niederschlagsverteilung kann gesagt werden, dass ein Ausbleiben des typischen Sommermaximums beobachtet werden konnte, das Maximum im Oktober jedoch mit fast einem Sechstel des Gesamtniederschlags ungewöhnlich hoch war. Die Jahressumme war mit 683 mm im Vergleich zum langjährigen Mittel (750 mm) um 10 % verringert und damit relativ niedrig.

7.3 Charakterisierung des Parkklimas anhand der Bodenstationen

Auf genauere Angaben zu den Stationsdifferenzen anhand statistischer Maßzahlen sowie das Verhalten von UHI und PCI im Jahresverlauf werden im Folgenden Hinweise für das besondere klimatische Verhalten der Grünfläche liefern. Dazu wird außerdem die Analyse des Windfeldes an den Messstandorten herangezogen.

Zunächst wird auf die **Differenzen der Stationen im Jahresgang** eingegangen, um langzeitlichere Tendenzen hinsichtlich mikroklimatischer Unterschiede der Standorte darzulegen. Tab. 18 lässt weitergehende Aussagen zu den Stationen des Messnetzes zu. Die

größten Lufttemperaturamplituden des Bezugszeitraums treten an der Baukörperstation MN, der Umlandstation UniDO und der Parkstation P1 auf. Die absoluten Lufttemperaturmaxima von fünf Stationen liegen in der Höhe der 37 °C Marke sehr nah beieinander. Daher bedingen die unterschiedlichen Minima die große Jahresamplitude. Festzuhalten ist dabei, dass die Station MN einerseits über unversiegeltem, aber nicht bewachsenem Untergrund angebracht und andererseits durch einen sehr großen SVF geprägt war. Diese Faktoren fördern eine Abkühlung durch effektiven Strahlungsverlust während der Nacht. Die Grünflächenstation P1 verhält sich mit einer Jahresamplitude von 42 K ähnlich wie Station MN, ist aber durch eine vegetationsbedingte, etwas größere Horizonteinschränkung geprägt. Auch die Wirkung der Vegetation durch Verdunstungskühlung bedingt hier das leicht geringere absolute Maximum, das jeweils am 12.08.2003 14:30 h erreicht wurde, in der Parkanlage aber um 0,5 K tiefer lag. Dass die Station UniDO nicht stadtklimatisch beeinflusst und durch einen hohen SVF geprägt ist, wird an der absoluten Minimumtemperatur deutlich. Diese ist um mindestens 2 K geringer als an allen anderen Untersuchungsgebietsstationen. Die im Vergleich größte Amplitude ist durch sie bedingt, da sich die absolute Maximumtemperatur auf gleichem Niveau mit den anderen Stationen bewegt. Die geringste Amplitude ist für die Station MW festzustellen, was hinsichtlich der Dämpfung der Minima wegen des geringeren Himmelssichtfaktors (bedingt durch Bäume und die Straßenschlucht) sowie durch den Einfluss der künstlichen Materialien erklärbar ist. Hinsichtlich der Dämpfung der Maxima dürften die Verdunstungsleistung der Vegetation des halboffenen Innenhofs sowie der Schattenwurf ausschlaggebend gewesen sein. Gegenüber P1 zeigen sich oben beschriebene Unterschiede in schwächerer Form auch für die Station P2, die einer größeren Horizonteinschränkung ausgesetzt war und dadurch eine um 0,8 K kleinere Amplitude aufweist. Die insgesamt höchste Minimumtemperatur wurde an der Station ME registriert und lag im direkten Vergleich⁴⁵ zu den anderen Baukörperstationen bei bis zu 1,5 K. Hier wirken sich offensichtlich die hohen Wärmekapazitäten der künstlichen Oberflächenmaterialien in Verbindung mit einem ganzjährig relativ guten Strahlungsgenuss auf der Nordseite der relativ breiten Straßenschlucht sowie der hohe Versiegelungsgrad und die stadtklimatisch stark beeinflusste Umgebung aus.

⁴⁵ Die in der Tabelle wiedergegebene Differenz von 2,8 K zu MN kommt durch einen technisch bedingten Ausfall der Station ME in den kältesten Nächten (29.02. und 01.03.2003) des Bezugszeitraums zustande.

Tab. 18: Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Lufttemperatur. Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.

Station	arithm. Mittel	Standardabweichung	Median	abs. Max. in °C	abs. Min. in °C	Amplitude in °C
UniDO	10,3	7,8	9,7	36,9	-8,1	45
P1	10,4	7,7	9,3	36,7	-6,1	42,8
P2	11,1	7,4	10,8	36,2	-5,8	42
MW	11,1	7,5	10,8	35,6	-4,6	40,2
MN	11,4	8,0	10,8	37,2	-6,1	43,3
MS	11,4	7,6	11,0	36,7	-4,7	41,4
ME	11,6	7,6	11,0	37,3	-3,3	40,6
DOLIS	12,2	7,7	12,0	37,5	-5,0	42,5

Eine leicht linksschiefe Verteilung der Temperaturwerte ließen für alle Stationen die gegenüber den arithmetischen Mittelwerten kleineren Werte der Mediane erwarten. Deren größte Differenzen – und damit ungleichmäßigsten Verteilungen – treten bei den von Vegetation geprägten Stationen P1 (1,1 K) und UniDO (0,7 K) auf, bei denen die erhöhten Häufigkeiten der niedrigeren Temperaturen ausschlaggebend waren. Auffällig beim Vergleich der Häufigkeitsdiagramme (Abb. 33) ist das Auftreten von jeweils zwei Maxima, die durch die Tages- und Nachttemperaturen bedingt sind. Die Jahresmitteltemperaturklasse ist daher effektiv nicht so häufig vertreten, wie Tab. 18 erwarten lässt und bedingt die kurzzeitige Mäßigung der Steigung der Summenkurve. Durch die Berücksichtigung eines Jahresdatensatzes erscheinen die Verteilungen relativ ähnlich, da sie durch die herangeführten Luftmassen bzw. Witterungsverläufe maßgeblich beeinflusst werden. Differenzen in den Verläufen sind aber standortbedingt und daher letztendlich verstärkt ausschlaggebend bei autochthonen Lagen, weil dann die klimatisch relevanten Charakteristika des Standorts besonders deutlich ihre Wirkung zeigen. Die vegetationsbeeinflussten Stationen zeigen das oben schon beschriebene breitere Spektrum dieser Standorte hinsichtlich der Extremwerte. Die höheren (Tages-) Temperaturen führen im Park lediglich zu einem sekundären Maximum, was die Verteilung linksschiefer erscheinen lässt. Die Station DOLIS zeigt durch eine Gaußglockenform-ähnlichen Verteilung die geringe Tendenz zu Extremwerten im Baukörper. Die Station ME zeigt eine deutliche, auf vergleichsweise hohem Niveau verlaufende normierte Häufigkeit der höheren Temperaturen. Beides offenbart damit die im Schnitt höheren Mitteltemperaturen im Stadtkörper. Aussagekraft besitzt auch der relativ frühe Beginn der logarithmusähnlichen Abnahme der Auftrittshäufigkeiten im Park; eine Häufung von Lufttemperaturen über 22,5 °C ist dort seltener zu beobachten.

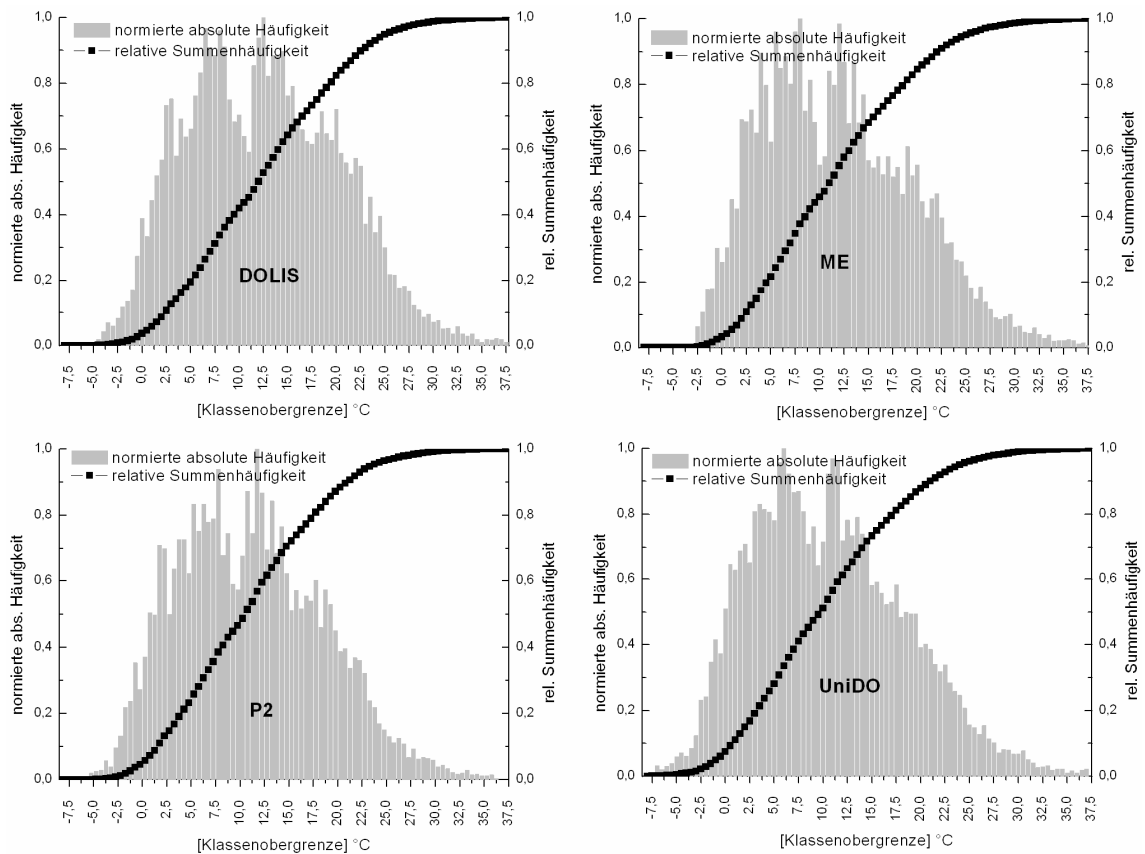


Abb. 33: Mit dem Häufigkeitsmaximum der einzelnen Klasse normierte absolute Häufigkeiten und relative Summenhäufigkeiten der Lufttemperaturklassen an den Stationen DOLIS, ME, P1 und UniDO auf Basis von 30-min-Mittelwerten für den Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004. Klassenbreite: 0,5 K.

Tagsüber kommt es einstrahlungsbedingt zu einer homogenen Verteilung der Temperaturen. So treten kaum Differenzen zwischen arithmetischem Mittel und Zentralwert (vgl. Tab. 19) auf.

Tab. 19: Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Lufttemperatur, getrennt aufgeführt für die Tag- und Nachtsituation. Bezugszeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.

Station	arithm. Mittel (Tag)	arithm. Mittel (Nacht)	Median (Tag)	Median (Nacht)	Stabw. (Tag)	Stabw. (Nacht)	mittl. abs. Abw. (Tag)	mittl. abs. Abw. (Nacht)
UniDO	13,4	7,0	13,2	6,5	8,0	6,0	6,6	4,9
P1	13,0	7,9	12,6	7,0	8,2	6,3	6,9	5,2
P2	13,5	8,5	13,4	7,9	7,7	6,1	6,3	5,1
MW	13,4	8,9	13,4	8,0	7,8	6,5	6,4	5,4
MN	13,9	8,8	13,8	7,9	8,3	6,7	7,0	5,6
MS	13,8	8,8	13,6	8,0	7,8	6,4	6,4	5,3
ME	13,9	9,2	13,4	8,2	7,9	6,4	6,6	5,3
DOLIS	14,7	9,6	14,7	8,9	7,9	6,6	6,5	5,5

Am Tage zeigen die sehr ähnlichen Lufttemperaturmittel, dass die Differenzen zwischen Stadtkörper und Park bzw. Umland in den Nachtstunden zu suchen sind. Dies wird wiederum bestätigt durch die nächtlichen Differenzen des arithmetischen Mittels um bis zu

1,7 K zwischen Park und Baukörper. Ebenfalls durch den Wegfall der kurzwelligen Strahlungskomponente bedingt, sind die geringeren Standardabweichungen und mittleren absoluten Abweichungen der Lufttemperatur in allen Klimatopen.

Trotz Mittelung der Messwerte über allochthone und autochthone Witterungsabschnitte treten hinsichtlich einzelner Kennwerte deutliche **Unterschiede zwischen Baukörper, Grünfläche und Umland** auf. Der mittlere Tagesgang über den gesamten Bezugszeitraum zeigt eine ganztägige Ausbildung der mittleren PCI (vgl. Abb. 34, S. 147). Positive Werte stehen definitionsgemäß für höhere Temperaturen im Baukörper. Gegen 11 h erreicht sie ihre geringste Ausprägung mit 0,2 K und bleibt während der Zeit der maximalen Einstrahlung bis 13 h konstant. Bis 15:30 h findet bereits eine leicht effizientere Abkühlung im Park statt und lässt die Kühleinsel um 0,3 K anwachsen. Mit Abnahme der zur Verfügung stehenden Strahlungsenergie zeigt sich die Wirkung der hohen Wärmekapazitätsdichten im Baukörper; die schnellere Abkühlung im Park lässt die PCI auf 0,9 K anwachsen. In diesem Zeitraum sind in der Vegetationsperiode die Stomata der Pflanzen noch, bzw. z.B. nach evtl. mittäglichem Hitzestress wieder geöffnet, so dass sich die Wirkungen der Evapotranspiration und die geringeren Wärmeeindringkoeffizienten im Park addieren. Bis 21:30 h bleibt die Temperaturdifferenz bei 1 K. Bis 7 h morgens bzw. mit Beginn der Einstrahlung nähern sich ab dann die Lufttemperaturen im Baukörper denen im Park wieder an (PCI = 0,7 K). Unabhängig davon, dass die niedrigsten Temperaturen bei autochthonen Tagen kurz vor Sonnenaufgang im Park und im Stadtkörper auftreten, wird also im Mittel die maximale PCI in der ersten Nachthälfte erreicht. Es zeigt sich also ein ähnlicher Verlauf der PCI wie bei vergleichbaren Parktypen und Klimaten, z.B. in Vancouver (vgl. Abschn. 3.2.1). Mit zunehmender Einstrahlung nimmt die Temperatur dann wieder rascher zu, als im Stadtkörper.

Die **städtische Wärmeinsel**, bezogen auf die Lufttemperaturdifferenz zwischen dem Mittel der Baukörperstationen und der Station UniDO, entwickelt sich in der Tendenz des mittleren Tagesgangs sehr ähnlich, aber hinsichtlich der absoluten Werte extremer als die PCI. Das Mittel der Stadtstationen wurde gewählt, um eventuelle standortspezifische Besonderheiten für diese allgemeine Betrachtung zu glätten. Die rasche Erwärmung an der Umlandstation bewirkt ab 9 h die Umkehrung der UHI zur städtischen Kühleinsel, welche bis 13:30 h andauert. Dieses Phänomen wurde bereits in vielen Städten beobachtet und kann in diesem Fall auf mehrere Faktoren zurückgeführt werden. Aufgrund der Abschattung in den Straßenschluchten erreicht die Strahlungsenergie die Umsatzflächen später und führt damit zu einer verzögerten Erwärmung. Andererseits bewirken die höheren Wärmeeindringkoeffizienten der Baumaterialien in der Stadt einen geringeren Umsatz in Q_H und einen erhöhten in Q_B . Dies wird durch den konstanten Verlauf der Temperaturdifferenz ab 10 h und die höhere Erwärmungsrate in der Stadt ab 12 h bestätigt. Es muss aber auch in

Betrachtet gezogen werden, dass die Station UniDO auf einem leicht südexponierten Hang steht und damit nach dem LAMBERT'schen Gesetz der Strahlungsenergiegenuss des Bodens dort erhöht ist. Die sehr frühe Angleichung der Temperaturen wird aufgrund der labilen bodennahen Atmosphäre und den dort herrschenden relativ konstanten Bedingungen tagsüber nicht auf den Einfluss der geringeren Messhöhe (2 m ü. Gr.) am Umlandstandort zurückgeführt. Ab 14 h bildet sich die UHI erneut aus. Ihre Intensität nimmt am Nachmittag und Abend bis 20 h konstant zu. Die größte UHI-Wachstumsrate tritt dabei beim mittleren Sonnenuntergang zwischen 18:30 h und 19:30 h auf ($0,5 \text{ K h}^{-1}$). Gegen 20 h ist die maximale Wärmeinselintensität nahezu erreicht. Ähnlich dem Verlauf der PCI ist in der zweiten Nachthälfte dann auch eine leichte Abschwächung zu beobachten.

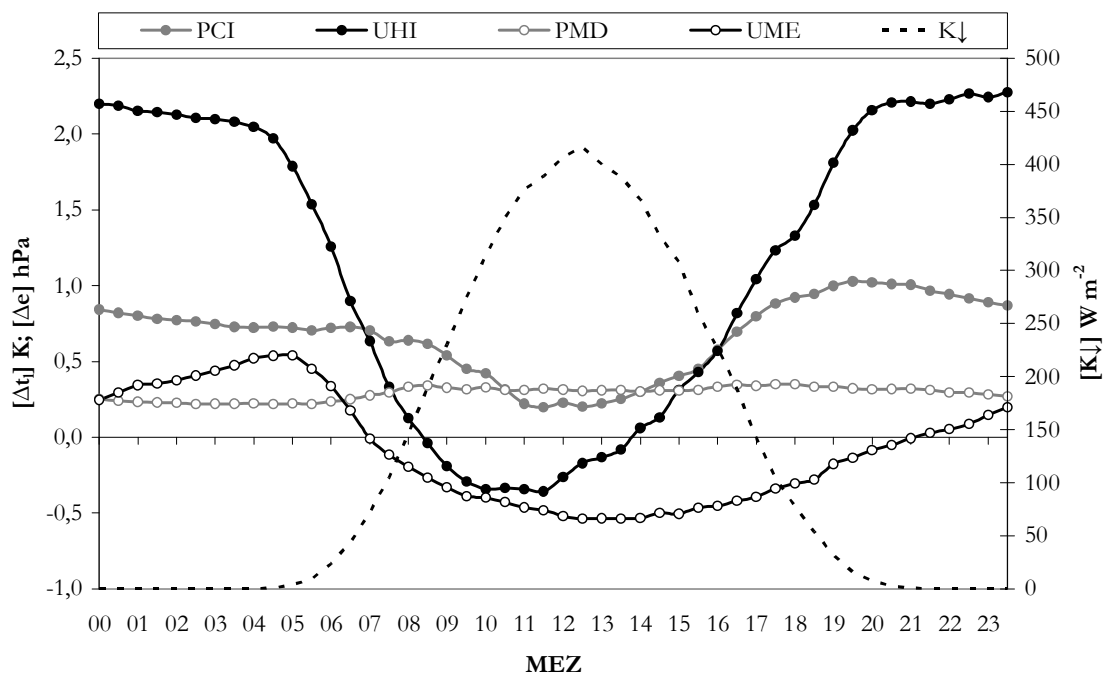


Abb. 34: Mittlere UHI, PCI, UME und PMD für den Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Grundlage sind Daten der Station UniDO und jeweils das Mittel aller Baukörper- sowie der beiden Parkstationen.

Hinsichtlich der lokalen **Wasserdampfdrücke** sind weniger deutliche Tagesgänge festzustellen. Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Dominanz der Hochdruckwetterlage den hier dargestellten mittleren Tagesgang beeinflusst und einzelne Tage durchaus unterschiedliche Verläufe der Messgrößen aufweisen können.

Das Wasserdampfdefizit des Parks gegenüber seiner bebauten Umgebung hat – bezogen auf den Westpark – eine sehr geringe Amplitude. So weist der Westpark durchgängig um 0,2 bis 0,3 hPa niedrigere Dampfdrücke auf, als sie in den umgebenden Straßenschluchten herrschen. Ein signifikanter Unterschied ist damit nicht auszumachen, da diese Schwankung innerhalb der Messgenauigkeit der Geräte liegt. Allerdings kann mit großer Vorsicht ein gewisser Trend

bei der Luftfeuchtigkeit ablesbar sein: Mit Anstieg der Lufttemperaturen am Tage, treten die höheren Differenzen auf und bleiben bis zum Beginn der zweiten Nachthälfte auf diesem Niveau. Entsprechend ähnlich zueinander verlaufen auch die relativen Luftfeuchtigkeiten, die innerhalb der Grünfläche während der Nacht im Mittel leicht höhere und von Sonnenaufgang bis zum Nachmittag leicht niedrigere Werte aufweisen. Die höheren Wasserdampfdrücke lassen sich auf die ähnlich verlaufenden, leicht höheren Lufttemperaturen an den Baukörperstationen zurückführen, die die Ausbildung von höheren Dampfdrücken bei genügend gutem Austausch und guter Wasserverfügbarkeit ermöglichen. Bestätigt wird das durch die mittleren Tagesgänge der Lufttemperatur, die sich an beiden Klimatopen einander annähern. Der städtische Feuchteüberschuss gegenüber dem Umland ist dagegen einem ausgeprägteren Tagesgang unterworfen ($\text{UME} = 0,8 \text{ hPa}$ bis $1,3 \text{ hPa}$). Auffällig ist der rasche Abfall vom Maximum ($0,5 \text{ hPa}$) in den Morgenstunden, der im Mittel mit dem Sonnenaufgang einsetzt. Seine größte Steigung erreicht dieser zu dem Zeitpunkt, ab dem ein Dampfdrucküberschuss im Umland beobachtet wird. Hier spielt der Einfluss rascher Erwärmung im Umland und die damit bei entsprechenden Wetterlagen verbundene Evapotranspiration, auch des evtl. nächtlich abgesetzten Tauniederschlags die entscheidende Rolle. In zeitlichem Versatz zum Einstrahlungsmaximum, bei Ausbildung der UHI beginnen sich dann die Dampfdruckkonzentrationen im Mittel wieder langsam einander anzunähern. Mit dem Verschwinden der – die Verdunstung antreibenden – Einstrahlungsenergie beschleunigt sich dieser Prozess, so dass es in der frühen ersten Nachthälfte wieder zur Ausbildung des UME kommt. Während die Intensität der UHI einen etwa konstanten bis leicht fallenden Verlauf beschreibt, führen die an beiden Standorten stetig sinkenden Temperaturen dazu, dass der Sättigungsdampfdruck wesentlich häufiger im Umland erreicht wird als im Stadtkörper. Dabei ist das Erreichen der mittleren Tagesminima der Lufttemperatur – also bei Sonnenaufgang – für das Erreichen des maximalen UME die ausschlaggebende Steuerungsgröße.

Die **Windrichtungsverteilung** an allen sechs Stadtstationen im Untersuchungsgebiet ist im Jahresmittel stark kanalisiert (vgl. Abb. 35). Beide Parkstationen sind ininigem Abstand von Bäumen umgeben. Die geringere Kalmenanzahl an P1 lässt sich auf die größere offene Rasenfläche zurückführen. Windgeschwindigkeiten über $1,5 \text{ m s}^{-1}$ treten an P2 nur in 10 % der Fälle, an P1 sogar nur in 7 % der Fälle auf. Auch die Stationen MW und ME haben in einem Viertel der Fälle Kalmen gemessen. Es sei hier aber noch mal darauf verwiesen, dass die Anlaufgeschwindigkeit der Geräte bei $0,5 \text{ m s}^{-1}$ liegt und damit die schwächsten Strömungen, zu denen auch z.B. eine Parkbreeze zählt, nicht gemessen werden können. Die E – W Kanalisierung durch die Straßenschlucht zeigt sich besonders deutlich an Station ME. An diesem Standort wird auch die Dominanz der höheren Windgeschwindigkeiten bei Westwetterlagen deutlich; die Ostkomponente ist dagegen fast ausschließlich durch

Schwachwinde bedingt. MW ist durch eine konstante Belüftung durch südliche Winde aus der nach Norden und damit zum Standort der Station hin geöffneten innenhofartigen Fläche gekennzeichnet. Ein geringer Anteil der Schwachwinde war aber auch aus der sich nach E erstreckenden Straßenschlucht zu verzeichnen. Die an einer Straßenecke platzierte, gut belüftete Station MS gibt die jeweiligen Komponenten der beiden Straßenmündungen wieder. Auffällig ist, dass – wahrscheinlich durch Verdrängungs- und Verschleppungsturbulenzen des im SW befindlichen Gebäudes – keine Windrichtungen aus dem leicht offenen NE zu messen waren. Die Offenheit der Brachfläche an Station MN bedingte die hohe Südkomponente, wohingegen die Kanalisierung westnordwestlicher Richtungen durch die mündende Unionstraße und Rheinische Straße am deutlichsten ausgeprägt ist. Die Dominanz der West- gegenüber der Ostkomponente ist neben der Hauptwindrichtung auch dem stadteinwärtigen Verkehrsfluss am Messstandort zuzuschreiben. Station MN ist wegen ihrer guten Anströmbbarkeit auch durch die geringste Kalmenhäufigkeit gekennzeichnet.

Am Umlandstandort (UniDO) zeigt sich eine nahezu typische Verteilung der Windrichtungshäufigkeiten in Dortmund (vgl. MINISTERIUM FÜR UMWELT 1989). Die dominierende ist die SW-Komponente. Die W- und NW-Komponente ist gegenüber dem langjährigen Mittel um ca. 50 % reduziert, was auch am Einfluss der Bäume sowie des Hangs am Standort liegt. Die Südkomponente ist mit einem deutlichen sekundären Häufigkeitsmaximum überrepräsentiert, ist aber erklärbar durch ihr deutliches Maximum bei Schwachwindwetterlagen. Der Auftritt von Flurwinden scheint hier Einfluss zu nehmen (vgl. für die spezielle Dortmunder Flurwindsituation: KIESE & OTTO 1986). Die Reduktion der Windgeschwindigkeit im Stadtkörper wird deutlich durch die zweite 10-m-Station am für städtische Verhältnisse relativ offenen Großmarkt (DOLIS)⁴⁶. Hier sind ca. 1 % mehr Kalmen und ca. 20 % mehr Schwachwindwetterlagen aufgetreten. Das seltenere Auftreten der Nordkomponente ist hier dem nahen Gebäude zuzuschreiben. Die Station zeigt sonst im Vergleich zu den anderen städtischen Stationen ein noch relativ ungestörtes Bild (vgl. Abschn. 7.3.1).

⁴⁶ Die Gestaltung der Windrose in 32 Teile ist technisch bedingt: Die Windrichtungen in den jeweiligen 15 Minuten werden an der Station sofort einer Klasse zugeordnet und nur diese wird gespeichert

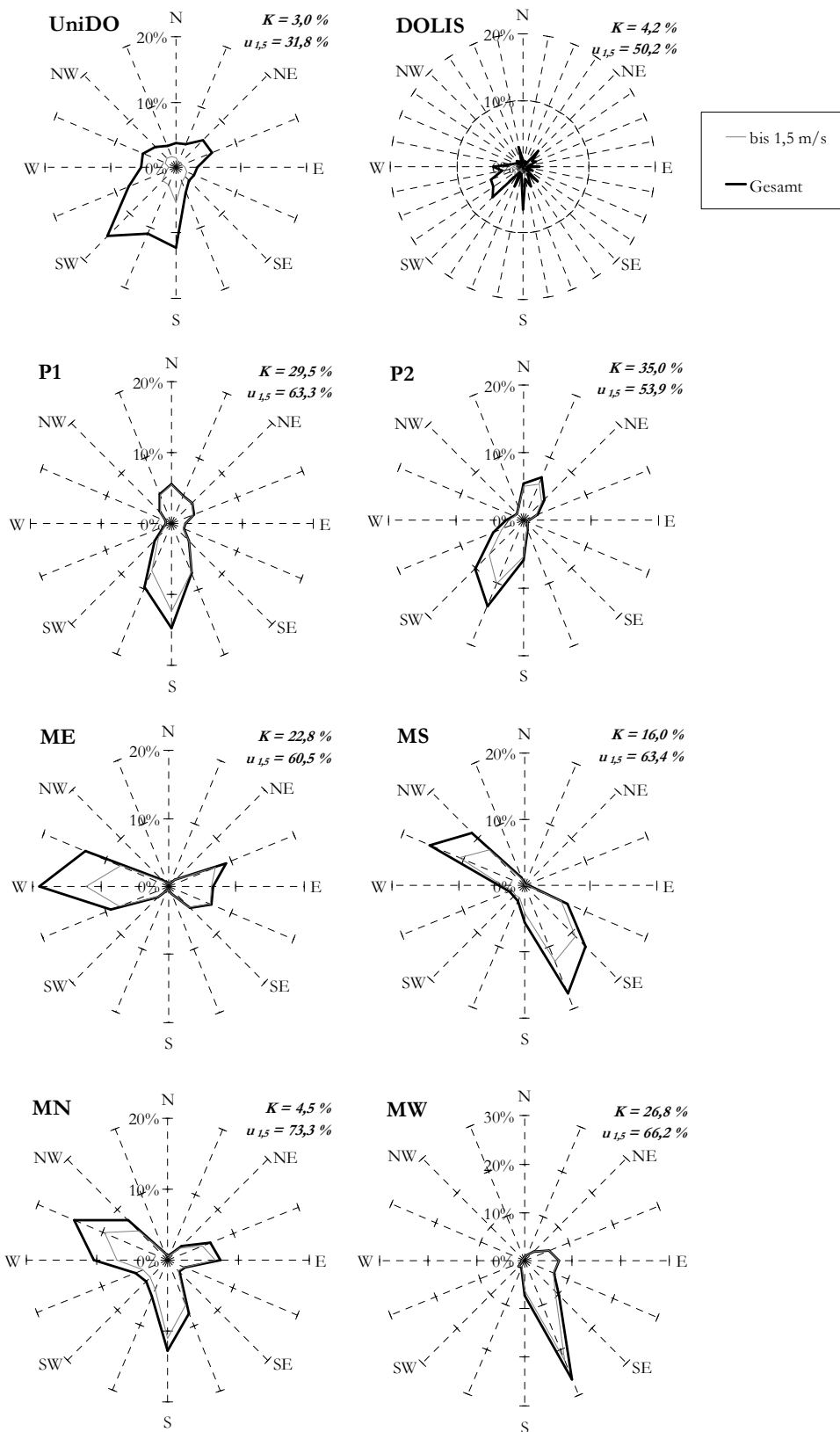


Abb. 35: Relative Windrichtungshäufigkeitsverteilung an ausgewählten Stationen in 4 m ü. Gr. bzw. 10 m ü. Gr. (UniDO, DOLIS) im Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004. Zusätzlich eingezeichnet ist die Windrose für Schwachwindwetterlagen. Oben rechts sind jeweils der Kalmenanteil (K) sowie der Schwachwindhäufigkeitsanteil ($u_{1,5} < 1,5 \text{ m s}^{-1}$) aufgetragen. Basis sind 3-min bzw. 10-min (UniDO) und 15-min (DOLIS) Rohdaten der Stationen.

Bei gesonderter Betrachtung der nächtlichen mittleren Windrichtungshäufigkeit ergeben sich kaum wesentliche Veränderungen. Einerseits bedingt dies die Kanalisierung der Strömung durch den Baukörper, andererseits spielt die späte Anlaufgeschwindigkeit der Windgeber ($0,5 \text{ m s}^{-1}$) eine Rolle. Dadurch können Schwachwindbewegungen, wie sie nachts unter autochthonen Bedingungen entstehen, nicht erfasst werden. Dass diese in der Nacht eine größere Rolle spielen, zeigt sich anhand der Zunahme der Kalmen. So stellen sich im Park selbst in fast der Hälfte aller Fälle Windgeschwindigkeiten unter $0,5 \text{ m s}^{-1}$ bzw. Kalmen ein. Aber auch an den anderen Stationen liegt das Auftrittsmaximum der Kalmen in der Nacht (vgl. Tab. 20).

Tab. 20: Anteil der Kalmen und Windgeschwindigkeiten unter $1,5 \text{ m s}^{-1}$ im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 während der Nachtstunden.

Station	UniDO	DOLIS	P1	P2	ME	MS	MN	MW
Kalmen in %	9,0	6,0	40,2	44,3	21,1	25,1	7,0	35,7
$u_{1,5}$ in %	33,5	52,4	53,0	43,9	62,7	57,2	76,4	57,2
Summe in %	42,5	58,4	93,2	88,2	83,8	82,3	83,4	92,9

Dass die Windgeschwindigkeiten im Untersuchungsgebiet stark herabgesetzt sind, zeigt sich daran, dass Kalmen und Luftbewegungen von weniger als $1,5 \text{ m s}^{-1}$ dort zwischen 84 % und 93 % der Grundgesamtheit während der Nacht ausmachen. Die in der Stadt, aber in 10 m ü. Gr. und auf freier anströmbarem Gelände erfassende Station DOLIS zeigt dagegen immer noch einen Anteil dieser beiden Komponenten von knapp 60 %. In gleicher Messhöhe im Umland sinkt dieser nächtliche Anteil auf nur noch 42,5 %. Es zeigt sich folglich, dass im gesamten Untersuchungsgebiet Schwachwindbewegungen den Luftaustausch während der Nacht dominieren. Da diese nicht nur aufgrund von übergeordneten, sondern auch durch lokale Luftdruckgradienten hervorgerufen werden können, sind sie von besonderem Interesse (vgl. Abschn. 7.5).

7.3.1 Charakterisierung des Parkklimas unter Berücksichtigung der Überdachstation

Die Besonderheit der Station FH ist, dass von ihr Daten aus der URS oberhalb des mittleren Dachniveaus geliefert werden. Dadurch wird es möglich, Aussagen über die Schichtungssituation zwischen bodennahen Stationen und diesem exponierten Standort zu tätigen. Das charakteristische Verhalten der Klimaelemente über Dachniveau zeigt sich bei der Analyse dieser und im Vergleich zu dem weniger vom Stadtkörper beeinflussten

Umlandstandort UNNA⁴⁷ sowie der beiden Stationen im Untersuchungsgebiet P2 und ME (vgl. Abb. 36). Die Reduktion der Windgeschwindigkeit in Bodennähe tritt im Untersuchungsgebiet deutlich hervor. Am effektivsten stellt sich dabei die Parkvegetation heraus. Der Einfluss des Gebäudes, auf dem die Station FH installiert war, hat auf die Windgeschwindigkeiten keinen merklichen Einfluss; die ca. 10 m höher über Grund als an der Station UNNA (30 m ü. Gr.) befindlichen Messwertgeber zeigen im Monatsmittel zwischen $0,3 \text{ m s}^{-1}$ und $0,7 \text{ m s}^{-1}$ höhere Geschwindigkeiten an, obwohl die Verschiebungshöhe (d) sowie die Rauigkeitslänge (z_0) im Stadtkörper erhöht sind. Der Effekt der – in Anbetracht der Stationen im Untersuchungsgebiet – unterschiedlichen Messhöhe über Grund ($\Delta h \approx 35 \text{ m}$) ist hinsichtlich der Monatsmittel der Lufttemperaturen nur in geglätteter Form zu erkennen. Eine für einen so langen Zeitraum dominierende Inversion ist lediglich zwischen Park- und Dachstation im Dezember zu beobachten⁴⁸. Es zeigt sich eine für Stadtkörper typische indifferente bis labile Schichtung. Der Stadtklimaeffekt in Bodennähe ist, wie im vorangegangenen Abschnitt beschrieben, ganzjährig zu beobachten. Eine typische Klassifizierung mit den höchsten Temperaturen im Baukörper, leicht abgesenkten im Park sowie den niedrigsten im ruralen bis suburbanen Umland zeigt sich für die Monate September und November bis März. Bemerkenswert ist die Effektivität der Parkanlage hinsichtlich der Kühlleistung von Mai bis Juli. Zu diesem Zeitpunkt war sie besser ausgeprägt als im leicht besiedelten Freiland. Eine leichte, unter Freilandbedingungen typische, neutrale Schichtung ist für Oktober, Februar und Juni bis August zu beobachten. Insgesamt zeigt sich aber der stadtypische Einfluss indifferenter bis labiler Schichtungen in Form eines wenig ausgeprägten Höhengradienten der Lufttemperatur. Die relativen Feuchten sind ganzjährig im Umland deutlich erhöht, was auf die niedrigeren Lufttemperaturen sowie die bessere Evapotranspirationsmöglichkeit zurückgeführt werden kann. Von Februar bis Juni wird ein höherer Wasserdampfgehalt im Umland beobachtet. Die Differenzierung zwischen Tag- und Nachtsituation ist für eine weitere Interpretation nötig. Eindeutig, weil mit deutlichen Unterschieden einhergehend, ist die durchgängig geringere relative Feuchte in der Höhe. Wegen der labilen Stadtatmosphäre bewegen sich die aktuellen Dampfdrücke über Dachniveau aber in sehr ähnlichen Druckniveaus, wie jene in Bodennähe der Stadt.

⁴⁷ Aufgrund eines dreimonatigen Ausfalls der Windgeber an der Station NIED, werden die Windfelddaten der sehr ähnlich geprägten und gleich ausgestatteten Station UNNA verwendet.

⁴⁸ Bei Betrachtung des mittleren Tagesgangs löst sich diese Inversion lediglich zwischen 12 h und 16 h minimal auf. Diese Stabilität kann auf dieser Breitenlage, aufgrund der geringen Einstrahlungsintensität und –dauer, nur während winterlicher Hochdruckwetterlagen auftreten.

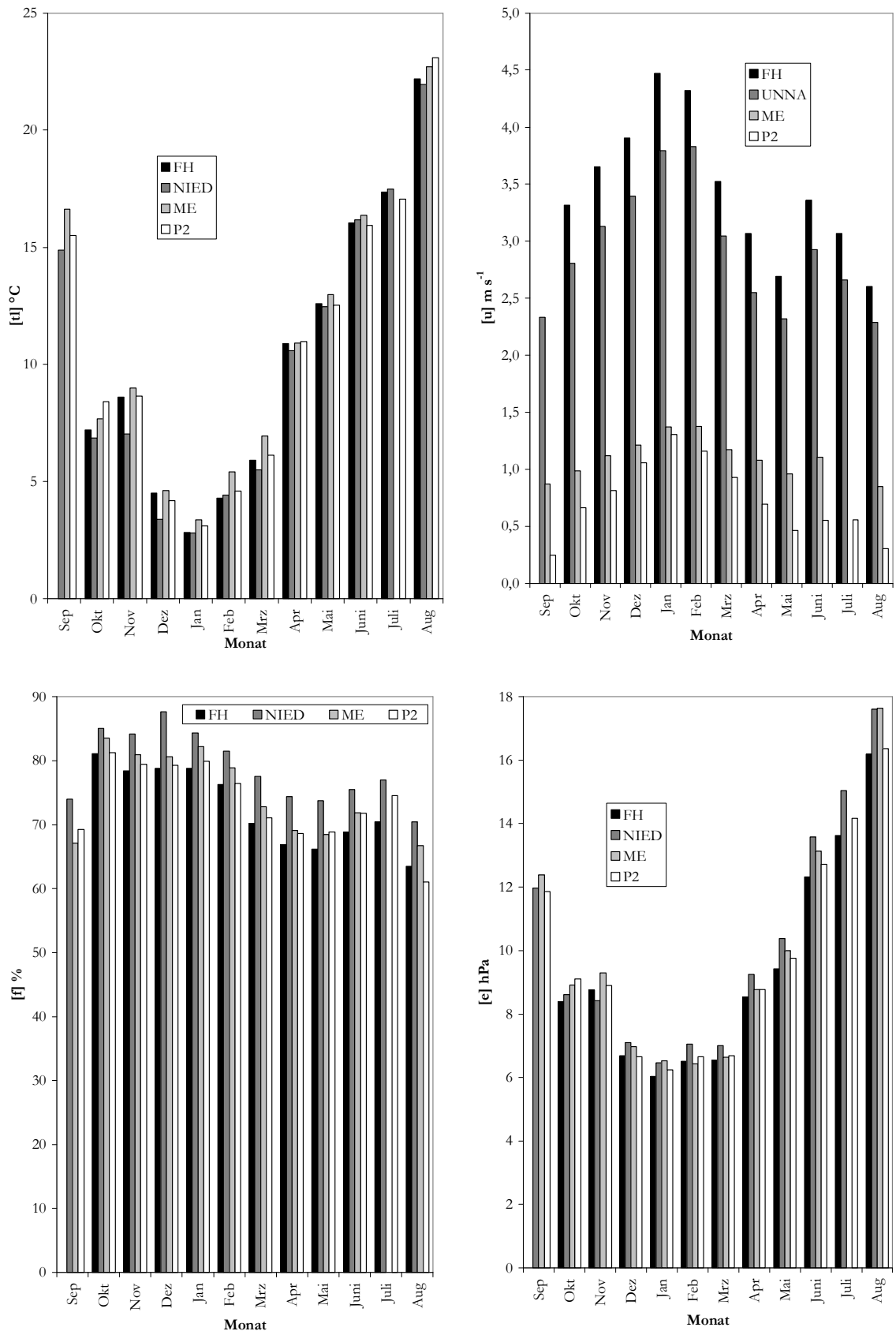


Abb. 36: Monatsmittelwerte von t , u , f und e von ausgewählten Stationen im Bezugszeitraum 16.09.2003 – 18.08.2005 auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Die Datensätze von September und August sind jeweils nur unvollständig und daher mit Vorsicht zu interpretieren.

Statistische Kenngrößen für die Lufttemperatur und die aktuellen Dampfdrücke an der Station FH und weiterer ausgewählter Messorte sind in Tab. 21, Tab. 22 und Tab. 23 aufgetragen. An dieser Stelle sei angemerkt, dass, aufgrund der kurzen Laufzeit der Dachstation von 11 Monaten, die Angaben aller aufgeführten Stationen keine tatsächlichen Jahres- sondern nur 11-Monatswerte sind und daher ein Vergleich mit den Werten des Bodenmessnetzes aus Abschn. 7.3 nicht direkt möglich ist (vgl. hierzu Abschnitt 11.8). Der Vergleich des 11-Monatsdatensatzes mit dem entsprechenden 12-monatigen (18.08.03 – 17.08.04) zeigt für die berücksichtigten Stationen ME, P2 und NIED die Tendenz, dass die arithmetischen Mittel- und Zentralwerte zu niedrige Zahlenwerte wiedergeben, da die Datenlücke in den sommerlichen Zeitraum August/September fällt. Die Standardabweichungen (σ) sind entsprechend zu gering. Hinsichtlich der Extremwerte hat die Nichtberücksichtigung keinen Einfluss. Für alle Maßzahlen zur Windgeschwindigkeit ergibt sich für die Stationen ME und P2 keine Veränderung (vgl. Tab. 23). An der 30 m Station UNNA werden durch den kürzeren Zeitraum der arithmetische Mittelwert und die Standardabweichung leicht überschätzt, da mehrheitlich sommerliche Schwachwindwetterlagen ausgespart sind.

Tab. 21: Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Lufttemperaturen. Bezugszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004.

Station	arithm. Mittel	Median	abs. Max	abs. Min	Standardabw.
FH	10,1	9,8	31,8	-5,0	7,0
ME	10,1	9,2	32,9	-3,3	6,9
P2	9,9	9,5	31,8	-5,8	6,7
NIED	9,8	9,2	33,3	-9,4	7,4

Tab. 22: Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der aktuellen Dampfdrücke. Bezugszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004.

Station	arithm. Mittel	Median	abs. Max	abs. Min	Standardabw.
FH	9,3	8,5	21,6	2,6	3,7
P2	9,4	8,7	22,1	2,7	3,6
ME	9,3	8,7	22,3	2,6	3,9
NIED	9,9	9,1	23,7	2,9	4,0

Tab. 23: Statistische Maßzahlen für ausgewählte Stationen auf Basis der 30-min-Mittelwerte der Windgeschwindigkeiten. Bezugszeitraum 17.09.2003 – 18.08.2004.

Station	arithm. Mittel	Median	abs. Max	abs. Min	Standardabw.
FH	3,5	3,0	17,1	0,0	2,0
ME	1,1	1,1	3,8	0,0	0,5
P2	0,8	0,8	3,7	0,0	0,6
UNNA	3,0	2,5	13,9	0,0	1,8

Trotz der Position oberhalb der UCL unterscheiden sich die Werte der Lufttemperatur und des aktuellen Dampfdrucks der Station FH nicht sehr stark von denen der entsprechenden städtischen Bodenstationen. Eine stärkere Streuung der Einzelwerte von t_1 deutet sich durch die leicht höhere Standardabweichung an. Dies kann man auf die ungehinderte Heranführung von unterschiedlich temperierten Luftmassen (FH) bzw. die stadtklimatische Beeinflussung

durch die Oberfläche zurückführen. Die Streuung bei den Dampfdrücken ist dagegen an Station (ME) höher, was mit dem Erreichen höherer Maxima in Beziehung steht. Im Gegensatz dazu zeigt sich an der Umlandstation eine größere Amplitude im Bezugszeitraum, vor allem bei der Lufttemperatur.

Die bedeutendsten Unterschiede treten erwartungsgemäß bei den Windgeschwindigkeiten auf, wo die Überdachstationen deutlich höhere Werte erreichen. Dennoch können dort auch Kalmen auftreten. Wie sich schon bei den Monatsmittelwerten gezeigt hat, wurden an der Stadtstation im Monatsmittel um $0,5 \text{ m s}^{-1}$, bei den Maxima sogar um $3,2 \text{ m s}^{-1}$ höhere Werte gemessen. Wegen der effektiven Höhe des Messfühlers von 6 m über dem Gebäude(flach-)dach kann nicht ganz ausgeschlossen werden, dass Beschleunigungen durch Überströmungseffekte im Verdrängungsbereich (Displacement Zone) dafür mitverantwortlich sind. Es ist aber eher nicht davon auszugehen, da andere Messungen auf Hochhausdächern raugkeitsbedingt eher systematisch zu geringe Werte erfasst haben (BECKRÖGE 1990; DÜTEMAYER 2000).

Auch bei den vertikalen Gradienten zwischen Parkanlage bzw. Stadtkörper und Dachniveau lassen sich z.T. deutliche mittlere Tagesgänge ablesen. Als Grundlage der Vergleiche ist jeweils der arithmetische Mittelwert der vier Baukörperstationen bzw. der zwei Parkstationen genutzt, so dass der Einfluss nur punktuell auftretender Extremwerte relativiert wird. So ist gewährleistet, eine repräsentative Ausprägung der Klimaelemente in der URS mit möglichst wenig Datenlücken nutzen zu können. Bezugszeitraum ist aus oben genannten Gründen der 16.09.2003 bis zum 18.08.2004 mit den sich daraus ergebenden Konsequenzen. Da dadurch nur die mittleren Verhältnisse, nicht aber die spezifischen Situationen einzelner Nächte dargestellt werden, zeigt eine Beschreibung dieser Tagesgänge die grundsätzlichen Unterschiede zwischen Aufbau und Verhalten über dem Park und dem Stadtkörper. Die Höhendifferenz zwischen der mittleren Höhe der Messfühler an den Baukörperstationen und der Dachstation beträgt etwa 40 m, die zwischen Parkstationen und Dachstation 42 m. Es wird aufgrund der Ähnlichkeit daher für beide Werte $\Delta z = 40 \text{ m}$ angenommen⁴⁹. Eine Normierung der Vertikalgradienten auf 100 m wurde nicht vorgenommen, da die Schichtung in der bodennahen Stadtatmosphäre so heterogen ist, dass solch eine Extrapolation nicht die tatsächliche Situation in der UBL zeigen würde. Aufgrund des dreidimensionalen Aufbaus der Stadt ist auch für diese unteren 40 m in der URS keine lineare Ab- oder Zunahme vorauszusetzen. BECKRÖGE (1990) zeigte während einer windschwachen sommerlichen Strahlungswetterlage exemplarisch für den Westpark, dass sich im Gegensatz zum Stadtkörper dort eine deutliche Bodeninversion bis auf 40 m ü. Gr. und darüber hinaus ausbildet. Eine Temperaturzunahme mit der Höhe war in der Innenstadt zu ähnlichen

⁴⁹ Zur Problematik der Heranziehung der Station FH als einzige Station in der Höhe vgl. Abschn. 7.3.2. Für den Optimalfall hätte eine Station in gleicher Höhe über der Grünfläche installiert werden müssen.

Messbedingungen erst ab 60 m ü. Gr. festzustellen (abgehobene Inversion). Bei 40 m ü. Gr. glied sich jedoch der vertikale Temperaturverlauf über dem Park, hinsichtlich seiner Änderungsrate, dem Verlauf über dem innerstädtischen Gebiet wieder an (ebd.). Das Höhenniveau der Station FH wird daher austauschbedingt als repräsentativ für die Messwertausbildung über dem Park und der Stadt angenommen, zumal im mittleren Jahresgang die allochthonen Situationen dominieren.

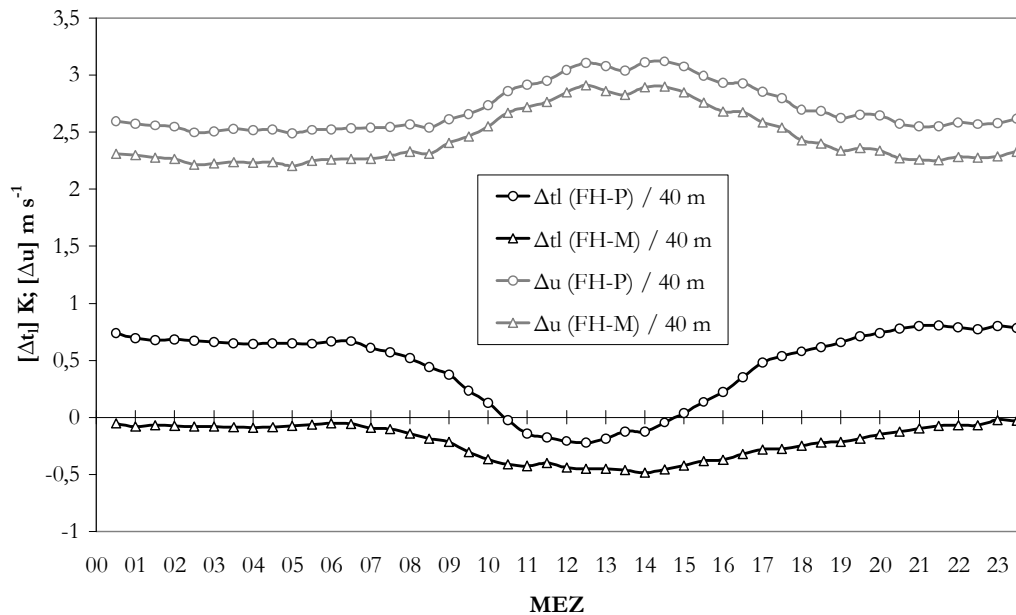


Abb. 37: Mittlere Tagesgänge des vertikalen Lufttemperatur- und Windgeschwindigkeitsgradienten zwischen Dachstation (FH) und dem Mittel der Baukörper- (M) bzw. Parkstationen (P) für den Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte.

Die Windgeschwindigkeitsgradienten sind zwischen Park und FH ganztägig gegenüber denen zwischen Baukörper und FH leicht erhöht, was kongruent mit der Tendenz der geringeren Monatsmittelwerte der Windgeschwindigkeiten im Park ist (vgl. Abb. 37). Homogen zeigt sich die Differenz im Tagesverlauf; die typische Windgeschwindigkeitszunahme ist zur Tagesmitte hin in der Höhe intensiver, was zu größeren Gradienten führt. Vom Tagesbeginn bis in den Nachmittag nimmt die Differenz der Gradienten lediglich um ca. $0,1 \text{ m s}^{-1}$ ab, was allerdings für ein intensiveres Durchgreifen des Windes in die UCL spricht. Damit einhergehend zeigt sich auch die Verminderung der Differenz der vertikalen Temperaturgradienten. Im Verlauf des Vormittags nähern sie sich von ihrem über die Nacht konstanten Unterschied ($0,7 \text{ K}$) bis zum Mittag bis auf $0,2 \text{ K}$ aneinander an. Die Schichtung in der bodennahen Atmosphäre des Westparks und seiner bebauten Umgebung hat folglich einen messbar unterschiedlichen Tagesgang. Wichtig ist dabei zu beachten, dass sich zwischen Park und Dachniveau eine leichte Lufttemperaturinversion ausbildet, die im mittleren Tagesgang nur während des Einstrahlungsmaximums zu einer Temperaturabnahme mit der

Höhe ($-0,2 \text{ K} \cdot 40 \text{ m}^{-1}$) wechselt. Einhergehend mit dem Erreichen der maximalen Lufttemperaturen in den Straßenschluchten und deren langsamen Abkühlungsverhalten zeigt sich eine lineare Abnahme des vertikalen Temperaturgradienten von $0,5 \text{ K} \cdot 40 \text{ m}^{-1}$ nach dem Einstrahlungsmaximum bis hin zu nahezu gleichen Temperaturverhältnissen während der Nachtstunden.

Die Verläufe der vertikalen Gradienten der relativen Feuchte sind deutlich unruhiger als die der Windgeschwindigkeit und Lufttemperatur, haben aber – in Anbetracht ihrer Messgenauigkeit – mit maximal 4,7 % keine große Schwankungsbreite und sprechen daher für eine gute Durchmischung der atmosphärischen relativen Luftfeuchtigkeit (vgl. Abb. 38). Allgemein sind im mittleren Tagesgang für beide Profile geringere relative Luftfeuchten in Überdachniveau gemessen worden, als in Bodennähe. Dies ist einerseits durch die Luftmassenaustauschermut und andererseits durch die Verdunstung an den Oberflächen bedingt. Wegen der beständigen vertikalen Differenz der Windgeschwindigkeit ist der maßgebliche Faktor für die Stabilität der UCL der vertikale Temperaturgradient. Mit der konstanten isothermen Schichtung während der zweiten Nachthälfte einhergehend, bauen sich die geringsten vertikalen Gradienten (-1 %) zwischen Maststationen und FH auf. Bei Tagesbeginn sinkt im Vergleich die relative Feuchte in Bodennähe langsamer als in Dachniveau, was offenbar mit der besseren Durchmischung in Dachniveau zusammen hängt. Erst gegen Mittag wirken sich die bodennah herrschenden höheren Lufttemperaturen und eine gute Durchmischung auch in der UCL auf die relativen Feuchten aus, so dass sich im Mittel ab 15 h die Luftfeuchtheitsdifferenz auf ca. 1,5 % bis 2,0 % beläuft. Diese Differenz bleibt bis Mitternacht bestehen, ist aber als unbedeutend zu betrachten.

Der Vertikalgradient zwischen Park und Dachstation ist hinsichtlich seiner Amplitude einem stärkeren mittleren Tagesgang unterworfen. Bei Sonnenaufgang ist zunächst an der exponierten Dachstation die Abnahme der relativen Feuchte zu beobachten, während die Werte im Park auf dem relativ hohen Niveau stagnieren. So kommt es zum raschen Anwachsen des Gradienten bis auf 3,5 %. Mit der zeitverzögert einsetzenden Abnahme der relativen Feuchte in Bodennähe kommt es zur Schrumpfung des vertikalen Gradienten bis auf sein Minimum am Mittag, wo die relative Luftfeuchtigkeit in Dachniveau wieder lediglich 1 % kleiner ist, als im Park. Mit dem Anwachsen des vertikalen Temperaturgradienten am Nachmittag ist bis zu dessen Stabilisierung in der ersten Nachthälfte wieder der Anstieg des vertikalen Gradienten der relativen Feuchte zu erkennen. Dieser verläuft dann während der Nacht genau wie der Baukörpergradient, nur auf höherem Niveau, da auch der Verlauf von Windgeschwindigkeit und Lufttemperatur sich in der Nacht an den beiden Bodenstationen gleicht. Für beide Feuchtheitsvertikalgradienten zeigt sich die Auswirkung der höheren Verdunstung in Bodennähe. Im Park beeinflusst die gute Auskühlung während der Nacht dabei zusätzlich das Ausmaß der relativen Luftfeuchtheitsdifferenz.

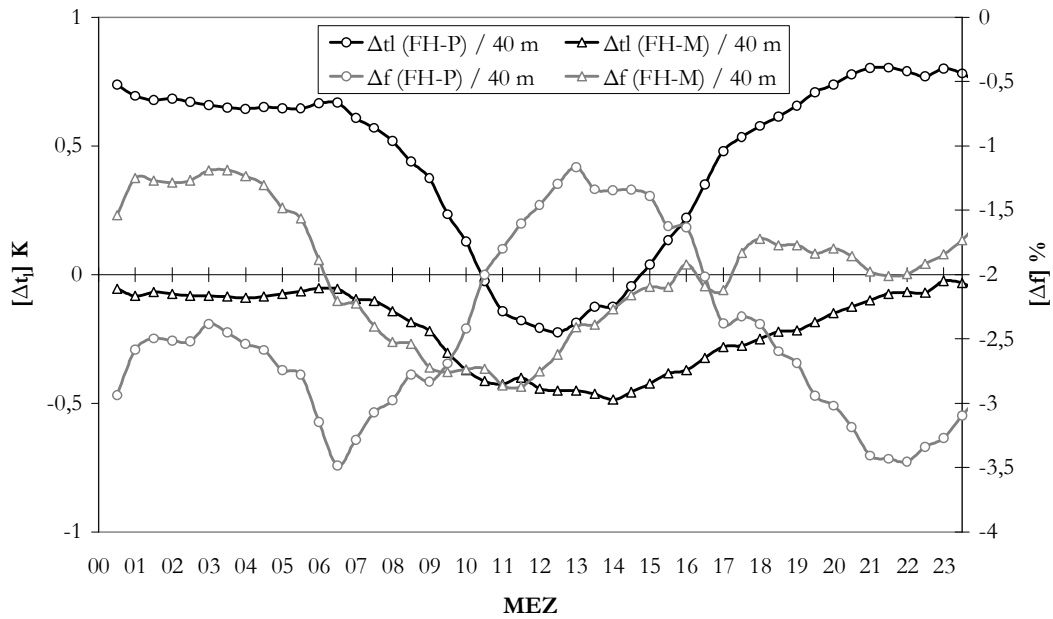


Abb. 38: Mittlere Tagesgänge des vertikalen Lufttemperatur- und relativen Luftfeuchtigkeitsgradienten zwischen Dachstation (FH) und dem Mittel der Baukörper- (M) bzw. Parkstationen (P) für den Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte.

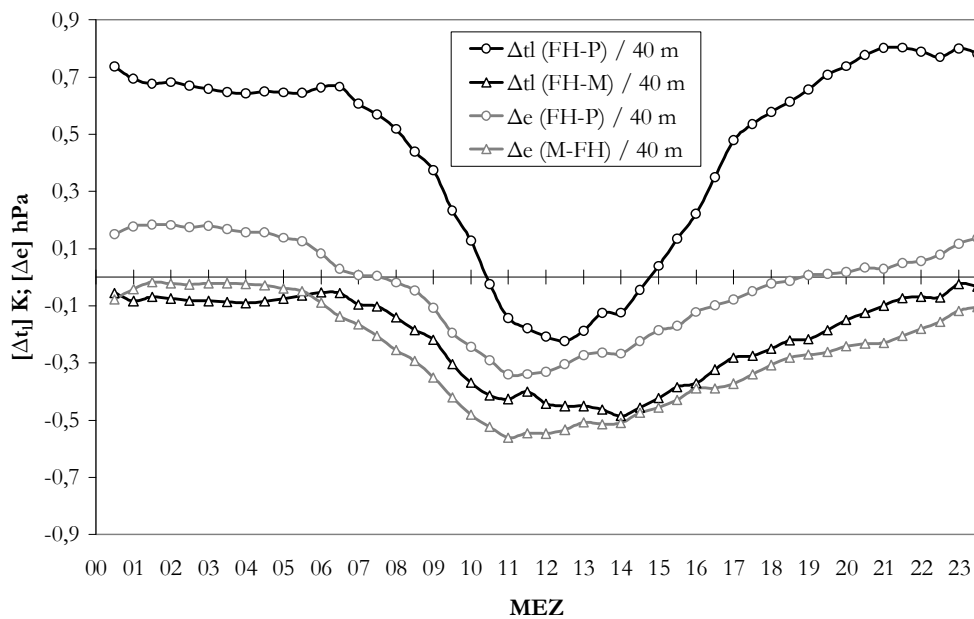


Abb. 39: Mittlere Tagesgänge des vertikalen Lufttemperatur- und aktuellen Dampfdruckgradienten zwischen Dachstation und dem Mittel der Baukörper- (M) bzw. Parkstationen (P) für den Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte.

Die aktuellen Dampfdruckgradienten unterscheiden sich, wie dies auch bei den anderen Messgrößen der Fall ist, wegen Heranziehung ein und desselben Wertes in der Höhe nur aufgrund der unterschiedlichen mittleren Tagesgänge an den Bodenstationen. Diese Tagesgänge verlaufen im gesamten Stadtkörper offenbar sehr homogen, so dass die vertikalen Gradienten sich nur in ihren Beträgen, nicht aber in ihrem Verlauf unterscheiden.

Geringere Dampfdrücke im Park, als über Dach während der Nacht bilden sich zum Zeitpunkt der Stabilisierung der Lufttemperaturinversion aus und führen zu einer temperaturbedingten leichten Feuchteinversion. Diese ist jedoch so gering, dass sie aufgrund der zu geringen Messgenauigkeit der Geräte eher für homogene Verhältnisse in Park und über Dachniveau spricht. Zwischen Baukörper und Dachstation bildet sich im mittleren Tagesgang keine Dampfdruckzunahme mit der Höhe aus. Dies geht mit dem schlechteren Abkühlungsvermögen der Luftmassen in den Straßenschluchten einher und so mit dem moderateren Verlauf des vertikalen Temperaturgradienten. Durch die Existenz der PCI während der Nachtstunden ist folglich ein leichteres unterschreiten des Taupunkts in der Grünanlage wahrscheinlich. Dies bestätigte sich während verschiedener Messeinsätze, bei denen im Park Tauabsatz zu beobachten war, auf versiegelten Oberflächen im Baukörper jedoch nicht. Ein höherer Feuchtigkeitsgehalt der Luft in den Straßenschluchten wird am Tage aufgrund der höheren Temperaturen und der Nähe zu den Feuchtigkeitsquellen an der Oberfläche deutlich.

Im mittleren Tagesgang zeigt sich eine deutliche Differenz des Aufbaus der bodennahen Atmosphäre in der URS. Die Temperaturgradienten werden insbesondere durch die Struktur und Eigenschaft der Parkanlage beeinflusst. Aber auch die Rauigkeitselemente spielen in der mikroskaligen Veränderung der damit sehr heterogenen städtischen Grenzschicht offenbar eine wichtige Rolle.

Während die Windrichtungshäufigkeit im Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004 an den Stationen ME und P2 durch den städtebaulichen und vegetativen Einfluss ähnlich stark geprägt sind, zeigen sich an den beiden frei anströmbaren Messstationen wiederum jahrestypische Ausprägungen der Windrose (vgl. Abb. 40). Die Hauptwindrichtungen aus westlichen und südwestlichen Richtungen treten besonders oft auf. Ein zweites Auftrittsmaximum kann bei beiden Stationen aus dem Sektor ENE beobachtet werden. Das auffallend häufige Auftreten westsüdwestlicher und ostnordöstlicher Windrichtungen an der Station FH deutet auf eine leichte Kanalisierung der Strömung über dem Dach der Fachhochschule hin. Die rural geprägte Station UNNA zeigt mit einer Messhöhe von 30 m ü. Gr. und einem weder durch Gebäude noch sonstige Hindernisse beeinflussten Windfeld typische Windrichtungsbedingungen für den Dortmunder Raum (vgl. hierzu auch Abb. 35, S. 150, Station UniDO). Dass beide Stationen wenig von den Rauigkeitselementen der Oberfläche beeinflusst sind, zeigt sich darüber hinaus an den geringen Schwachwind- bzw. den verschwindend geringen Kalmenanteilen.

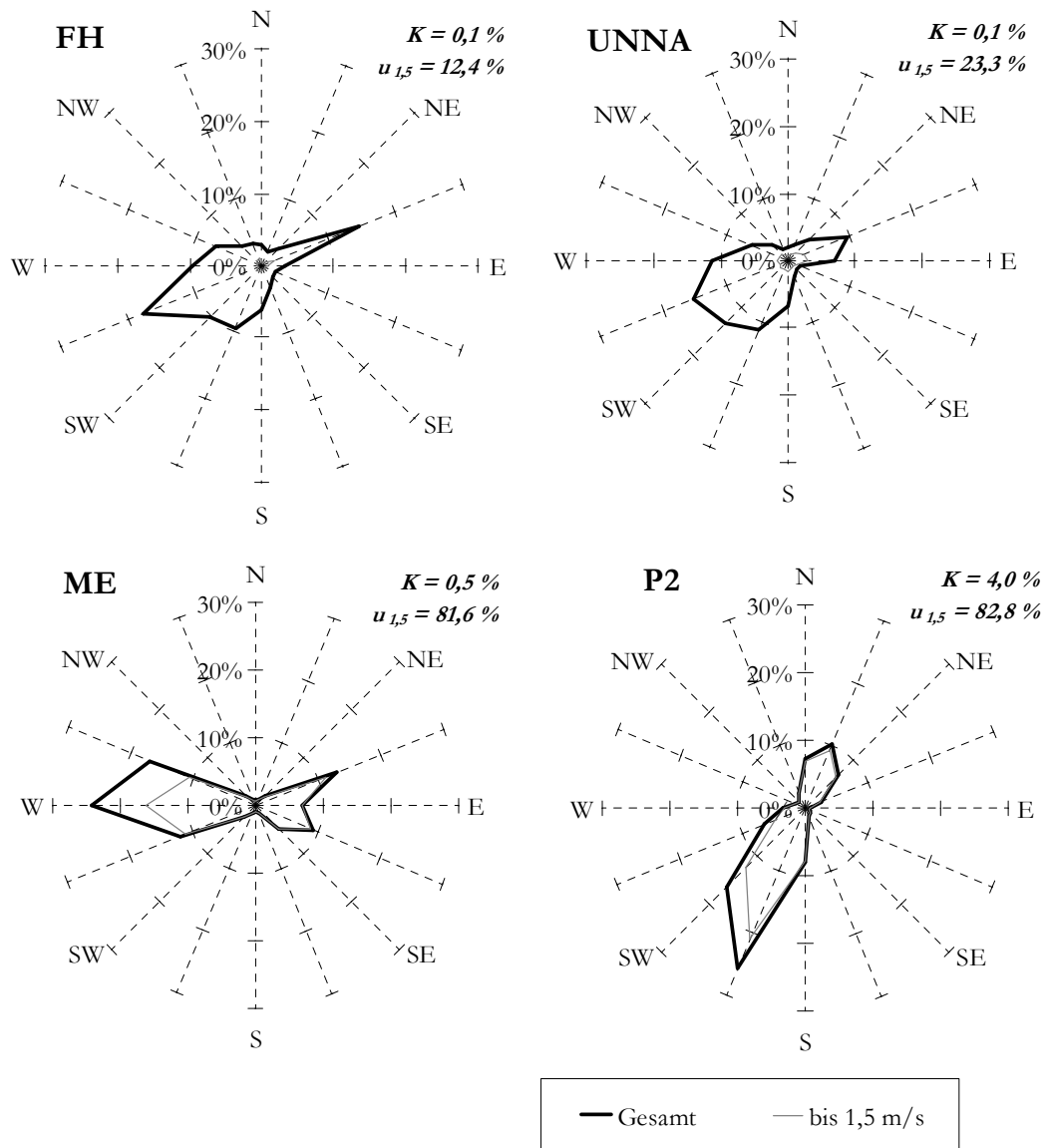


Abb. 40: Relative Windrichtungshäufigkeitsverteilung an ausgewählten Stationen in 4 m ü. Gr. (ME, P2), 30 m ü. Gr. (UNNA) und 40 m ü. Gr. (FH) im Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004. Zusätzlich eingezeichnet ist die Windrose für Schwachwindwetterlagen. Oben rechts sind jeweils der Kalmenanteil (K) sowie der Schwachwindhäufigkeitsanteil ($u_{1,5} < 1,5 \text{ m/s}$) aufgetragen. Basis sind 30-min Mittelwerte der Stationen.

7.3.2 Schichtungszustand der Atmosphäre im Untersuchungsgebiet

Die atmosphärischen Schichtungszustände in der UCL des Parks und des Baukörpers werden im Folgenden näher untersucht. In Bezug auf Abschnitt 6.1.1 wird dabei auf die Richardsonzahl sowie auf das Verfahren der Diffusionskategorisierung eingegangen (PASQUILL 1961; POLSTER 1969). Ziel ist es, möglichst gut klassifizierbare Daten zu den atmosphärischen Stabilitätsbedingungen zu ermitteln, um die herrschenden Randbedingungen – z.B. während des Auftretts einer Parkbreeze – benennen zu können.

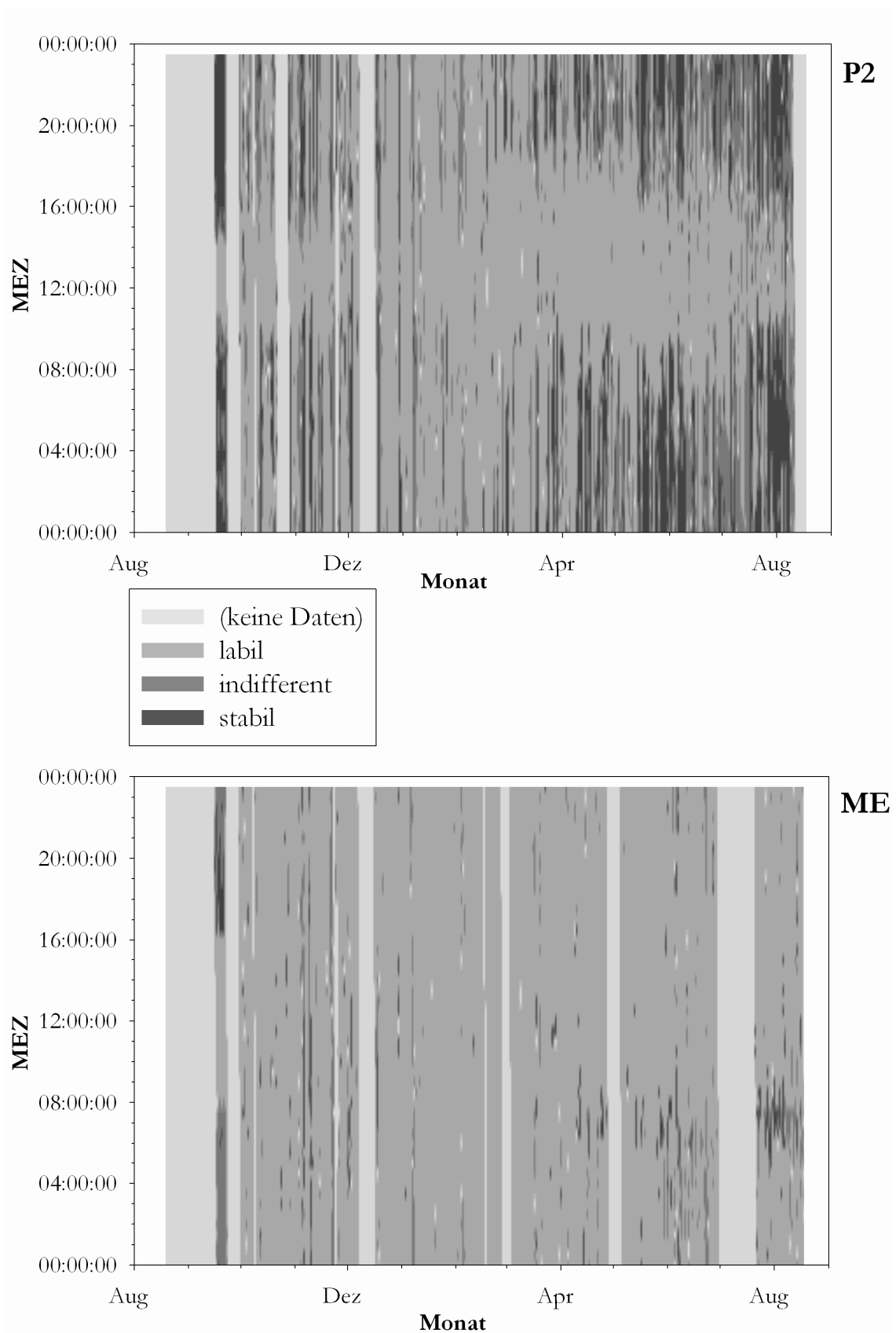


Abb. 41: Der Schichtungszustand der Stadtatmosphäre. Die Klassifikation beruht auf Grundlage der kritischen Richardsonzahl von $Rik = 0,25$. Die Schichtmächtigkeit beträgt 44 m (P2 – FH) bzw. 38 m (ME – FH). Welche Station für die Berechnung zugrundegelegt wurde, wird jeweils oben rechts angegeben (P2, ME). Datengrundlage der Berechnungen sind die 30-min-Mittelwerte der Stationen im Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Neutrale und stabile Bedingungen sind nach der Gradient-Richardsonzahl in der UCL des Parks häufig zu beobachten, wohingegen diese im Baukörper fast gar nicht auftreten. Tagsüber treten nach der Richardsonzahl-Klassifikation nur äußerst selten stabile Zustände ein (vgl. Abb. 41). Am ehesten ist dies im Winter zu beobachten, in dem Inversionslagen auch tagsüber bestehen bleiben können. In den Wintermonaten sind aber im Allgemeinen seltener Richardsonzahlen größer 0,25 aufgetreten. Der Einfluss der höheren Windgeschwindigkeitsdifferenzen dürfte dabei die ausschlaggebend dämpfende Rolle gespielt haben, wenn gerade bei sonnenstandsbedingten, einstrahlungsarmen Wintertagen und ausstrahlungsreichen Nächten die Inversionshäufigkeit im gesamten Stadtgebiet zunimmt. Zu Beginn des Frühjahrs treten die stabilen Zustände über der Grünfläche wieder häufiger auf, und zwar insbesondere in der zweiten Nachthälfte, anhaltend bis in die frühen Morgenstunden. Hierbei spielen die guten Abkühlungseigenschaften der Luftmassen im Park eine große Rolle, die sich unabhängiger vom Wärmeinseleffekt in der UCL entwickeln. Aber auch der ausgeprägte Tagesgang der Windgeschwindigkeit im Überdachniveau beeinflusst die Labilisierung der Atmosphäre im Sinne der Richardson-Zahl. Im weiteren Verlauf des Sommers treten – abhängig von der Witterung – auch längere Perioden auf, in denen sich zum Teil schon ab 16 h MEZ stabile Zustände einstellen. Während der Nachtstunden in Sommer und Herbst ist eine mindestens neutrale Schichtung fast durchweg zu beobachten. Wie der September 2003 und der August 2004 verdeutlichen, können bei einstrahlungsreichen und windruhigen Witterungsbedingungen (autochthon) vermehrt stabile Bedingungen im Park nach Definition der Richardsonzahl verzeichnet werden.

Lediglich im sommerlichen September 2003 sind in der Straßenschlucht ähnlich stabile Verhältnisse wie im Park zu beobachten. Von April bis August 2004 ist bei Sonnenaufgang in der UCL des Baukörpers vereinzelt Stabilität zu verzeichnen. Je mehr Energie während dieses Zeitabschnitts bei autochthonen Bedingungen umgesetzt wurde, desto eher war dies festzustellen. Insgesamt dominieren aber labile Zustände in der Atmosphärenschicht zwischen Straßenschlucht und Überdachstation. Grund dafür ist in erster Linie die städtische Überwärmung in Bodennähe bzw. die vergleichsweise kleine Tagesamplitude der Lufttemperatur an der Dachstation. Da die Windgeschwindigkeiten im Allgemeinen an der Parkstation oftmals leicht niedriger, bzw. die Kalmenhäufigkeiten dort tendenziell höher waren, als an der Baukörperstation, kann nur in Einzelfällen die Windscherung ausschlaggebend für den selteneren Auftritt labiler Verhältnisse gewesen sein.

Die Richardsonzahl scheint insgesamt zum Vergleich des Stabilitätszustands der UCL in Park und Straßenschlucht ein geeignetes Charakterisierungsmaß.

Die atmosphärische Schichtung mit Hilfe der Strahlungsbilanz-basierten Diffusionskategorisierung nach POLSTER (1969) zu bestimmen, stellt sich bei einer ganzjährigen Betrachtung als nicht hilfreich dar. Bei Kategorisierung mit Hilfe der Strahlungsbilanz und der Windgeschwindigkeit wurden in den Nachtstunden fast

ausschließlich stabile Verhältnisse ermittelt. In den Wintermonaten sind darüber hinaus labile Schichtungen nur sehr selten aufgetreten. Offenbar ist das Maß in diesem Falle lediglich geeignet, einen Tages- und Jahresgang der Schichtung, aber nicht die wechselhaften atmosphärischen Bedingungen der Stadtatmosphäre zu klassifizieren.

Die Heranziehung des vertikalen Temperaturgradienten zwischen jeweiliger bodennaher Station und Überdachstation sowie der Windgeschwindigkeiten in der UCL zur Bestimmung der Diffusionskategorien zeigt hinsichtlich der atmosphärischen Schichtung eine jahres- und tageszeitlich ähnliche Verlaufsausprägung, wie die Klassifizierung nach der Richardsonzahl (vgl. Abb. 42). Insgesamt treten hierbei aber wesentlich häufiger stabile und neutrale Verhältnisse ein. Als problematisch für die Interpretation stellt sich dies in den Sommermonaten heraus, wenn während der Nachtstunden fast ausschließlich stabile Verhältnisse im Park bestimmt wurden. Dagegen zeigt sich ein differenzierteres Bild für die Station ME. Im Vergleich zur Klassifizierung nach der Richardsonzahl herrschten häufiger neutrale Bedingungen an der Station ME, was aufgrund oben geäußerter theoretischer Überlegungen auch der Situation in der UCL entsprechen mag. Im September 2003 sind während der Nachtstunden ausschließlich stabile Schichtungen ermittelt worden, was nach Richardson nicht der Fall war.

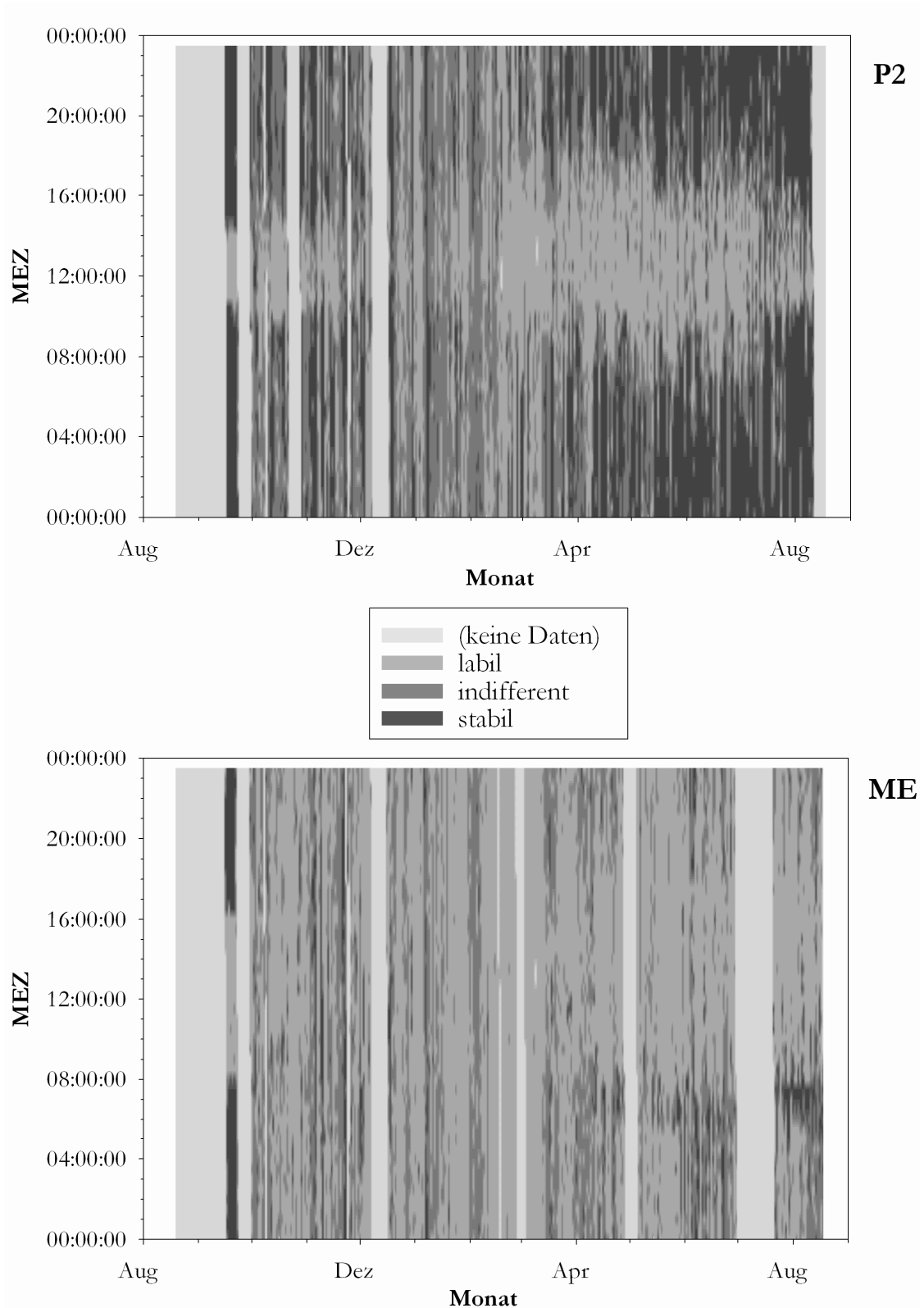


Abb. 42: Der Schichtungszustand der Stadtatmosphäre nach vereinfachter Diffusionskategorisierung. Die jeweiligen Zustände wurden auf labil (Diffusionskategorie nach POLSTER (1969): A, B), neutral (C, D, E) und stabil (F, G) reduziert. Grundlage bilden die vertikalen Temperaturgradienten zwischen Straßenschlucht (ME) und FH bzw. Park (P2) und FH sowie die jeweiligen bodennah gemessenen Windgeschwindigkeiten. Die Schichtmächtigkeit beträgt 38 m (ME – FH) bzw. 44 m (P2 – FH).

Datengrundlage der Berechnungen sind die 30-min-Mittelwerte der Stationen im Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Alle Differenzen in den Ergebnissen zur Schichtung der Atmosphäre sind durch das Betrachtungsvolumen der Atmosphäre bedingt: Während mit Hilfe der Richardsonzahl der Zustand beider relevanter Messwerte für die Atmosphärenschicht bestimmt wird, dominieren bei der Diffusionskategorisierung die bodennah erfassten (Wind-) Daten, da hier nicht der Gradient herangezogen wird. Für die Beurteilung der stadtatmosphärischen Stabilitätsverhältnisse wird im Folgenden die Richardsonzahl genutzt, da sich diese als differenzierter zeigt und darüber hinaus in der Vertikalen integriert.

7.3.3 Autochthone Witterungsabschnitte

Eine Ableitung autochthoner Bedingungen (sog. Strahlungstage) aus den oben diskutierten Stabilitätsklassen ist aufgrund der deutlichen, von der Bestimmungsmethode abhängigen Unterschiede nicht einfach zu vollziehen. Die in WEBER (2004) und DÜTEMEYER (2000) getroffene Festlegung, Strahlungstage als solche zu definieren, wenn nach POLSTER (1969) mindestens 75 % der Nachtstunden stark bis mäßig stabil und mindestens 50 % der Tagstunden stark bis mäßig labil sind, wird aufgrund der oben erläuterten Unsicherheiten in der Bestimmung nicht angewandt.

Um eine Einschätzung des Klimatelementverhaltens für Strahlungstage zu ermöglichen, wird in dieser Arbeit ein ähnliches Kriterium zur Kategorisierung herangezogen, das aber auf den Klasseneinteilungen nach der Richardsonzahl basiert. Die Berechnung erfolgte mit den Messwerten der Stationen P2 und FH. So ist gewährleistet, dass ein Überblick über die Stabilitätsverhältnisse in der innerstädtischen Parkanlage entstehen kann, die das Klima im Untersuchungsgebiet bei autochthonen Verhältnissen bestimmen. Danach werden diejenigen Tage als Strahlungstag definiert, die in 75 % der Nachtstunden stabile Verhältnisse ausgebildet haben. Das Kriterium wird nicht noch enger gewählt, da an Strahlungstagen vor allem in den ersten Nachtstunden noch labile Bedingungen durch die in den Oberflächenmaterialien gespeicherte Wärmeenergie, besonders nach großen Strahlungsenergieinputs am Tage, auftreten können. Die Bestimmung erfolgte auf Basis der Halbstundenmittelwerte. Ein zusätzlicher Labilitätsfaktor für die Tagsituation wird nicht herangezogen, da bei Bestimmung labiler Verhältnisse mit der Richardsonzahl eine nach Temperaturschichtung labile Atmosphäre durch geringe Windgeschwindigkeitsdifferenzen trotzdem als neutral oder gar stabil klassifiziert werden kann (vgl. Abb. 16, S. 108). Dieser Faktor wäre folglich nicht zwingend ein Indikator für großen Strahlungsenergieinput, wie dies bei der Klassifikation nach PASQUILL/POLSTER der Fall ist. Ein Tag ist in diesem Fall als der Zeitraum zwischen dem jeweiligen Sonnenaufgang und dem darauf folgenden Sonnenaufgang definiert. Diese Betrachtung hat den Vorteil, dass dieser Zeitraum den gesamten Energieinput während der Tagstunden und den größtmöglichen Energieverlust der entsprechenden Oberfläche während der gesamten Nacht erfasst. Die Berechnung des apparenten Sonnenauf-

und Sonnenuntergangs erfolgte auf Grundlage der astronomischen Parameter (vgl. z.B. STULL 1995) und der geographischen Lage Dortmunds.

Eine gute Überprüfung der Anwendbarkeit eines solchen neuen objektiven Maßes zur Klassifikation lässt sich mit den für Strahlungstage typischen mikro- bzw. mesoklimatischen Besonderheiten bzw. Prozessen überprüfen. Das bestuntersuchtete hiervon ist die städtische Wärmeinselintensität, ein anderes für diese Arbeit noch wichtigeres ist die Intensität der Park Cool Island. In Abb. 43 wird deutlich, dass hohe Intensitäten der PCI überwiegend mit Richardsonzahlenwerten von über 0,25 (stabilen atmosphärischen Verhältnissen) einhergehen. Außerdem bildet sich bei Überschreitung des Grenzwerts immer eine PCI aus. Allerdings lässt sich keine statistisch signifikante Abhängigkeit der beiden Größen voneinander feststellen.

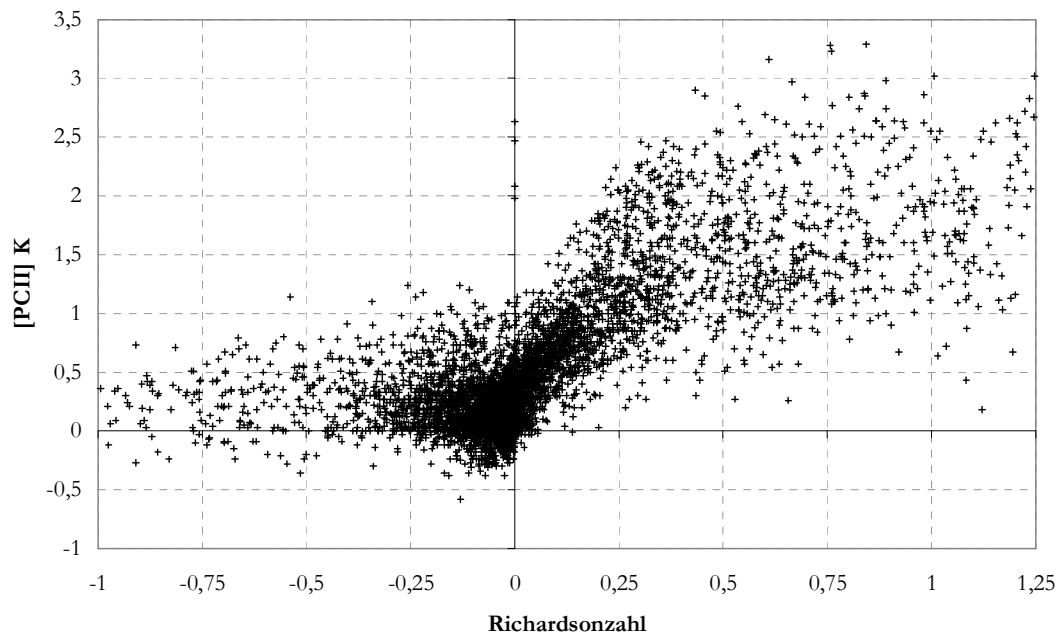


Abb. 43: Abhängigkeit der nächtlichen Intensität der Park Cool Island von der Richardsonzahl im Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004. Einige wenige Wertepaare sind nicht dargestellt, da einzelne Extremwerte⁵⁰ der Richardsonzahl eine lesbare Darstellung des Diagramms verhindern würden.

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Intensität der UHI. Auf Grundlage der oben beschriebenen Kriterien und Erkenntnisse wurden für den dargestellten Zeitraum 50 Strahlungstage ermittelt (vgl. Abb. 44)⁵¹. Die vielen Ausfälle im August und September lassen mit Blick auf die herrschenden Wetterlagen darauf schließen, dass sich die Zahl der

⁵⁰ Diese Extremwerte entstehen beispielsweise bei der Messung sehr kleiner Windgeschwindigkeitsdifferenzen (vgl. Abb. 16).

⁵¹ Weil nicht alle 366 Tage ausgewertet werden konnten, ist es möglich, dass tatsächlich mehr als 50 Strahlungstage aufgetreten sind (vgl. Abschn. 6.1.1).

entsprechenden Strahlungstage noch erhöht hätte. Bei Auswertung der Daten ergeben sich sehr gute Übereinstimmungen zwischen dem Auftritt von Strahlungstagen und ausgeprägten PCIs bzw. UHIs. An 76 % aller Strahlungstage treten in 50 oder mehr Prozent der Nachtstunden Park Cool Island-Intensitäten von über 1,5 K auf. In weiteren 22 % der Fälle wurden ebenfalls häufig Intensitäten über 1,5 K beobachtet, die zusammen mit den Intensitäten über 1 K mindestens 70 % der Nachtstunden ausmachten. An nur drei Tagen, die nicht als Strahlungstag definiert sind, wird eine 50 prozentige Dominanz der Nachtstunden mit über 1,5 K PCII beobachtet. Gleichzeitig stimmen 80 % der Strahlungstage mit den Tagen überein, an denen in 50 % der Nachtstunden eine UHII von über 3 K beobachtet wurde. Diese einfache Überprüfung lässt sich objektiv nachvollziehen und problemlos auf andere Städte bzw. Grünflächen übertragen. Auch wenn auf diese Weise ein relativ großes Kontingent an Strahlungsdaten entsteht, wird diese Methode als die für die Fragestellung hilfreichste angesehen.

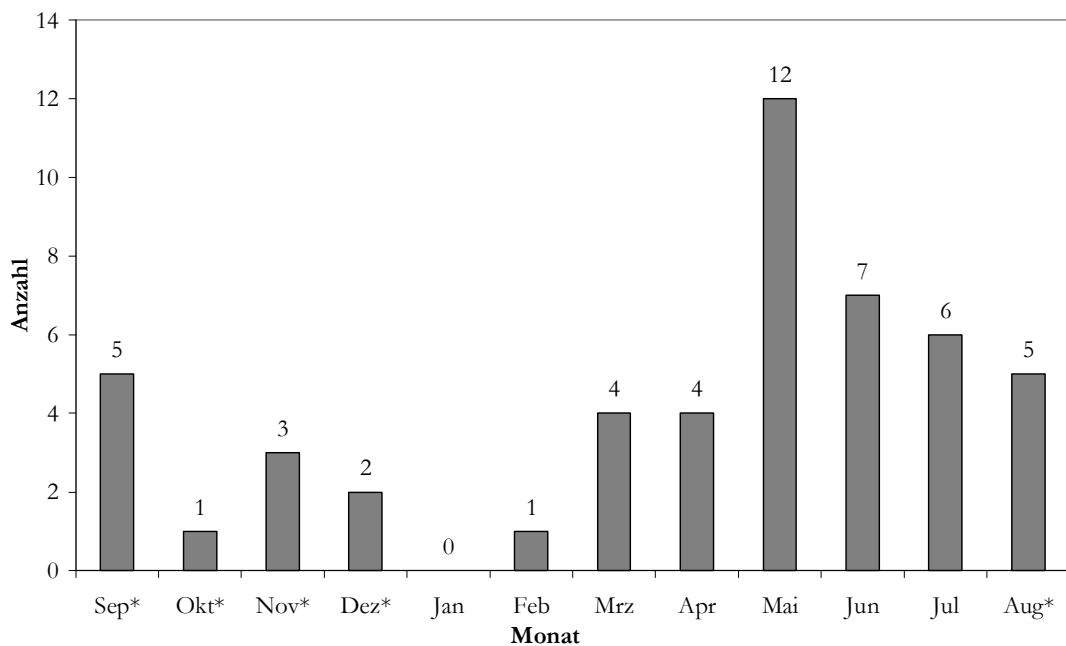


Abb. 44: Anzahl der Strahlungstage im Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004 nach im Text beschriebener Definition. Den mit einem „*“ gekennzeichneten Monaten liegt kein vollständiger Datensatz zu Grunde (siehe dazu auch ³⁰, S. 109).

Der autochthone (eigenbürtige) Effekt auf die Klimaelemente in der Parkanlage an den definierten Strahlungstagen zeigt sich in Abb. 45 und Abb. 46. Ebenso wie die urbane Wärmeinsel ist auch die Park Cool Island an autochthonen Tagen sehr viel deutlicher ausgeprägt und weist eine Intensität von bis zu 1,6 K auf. Früher als die UHI erreicht sie ihr Maximum bereits um ca. 21 h. Beide verzeichnen in der zweiten Nachthälfte aber einen leichten Rückgang um 0,3 K. Während sich dann die urbane Wärme- rasch in eine Kühleinsel wandelt, die nur wenig intensiver als im ganzjährigen Schnitt verläuft, fällt die Auflösung der

PCI moderater und langsamer aus. An den Strahlungstagen kommt es zu einer minimalen Überwärmung im Park ab etwa 11 h, da die Verdunstung im Park dessen Energiebilanz nicht merklich verändert und sich die Parkoberflächen aufgrund ihres geringen Wärmeeindringkoeffizienten schneller erwärmen als der Baukörper. Der Wiederaufbau der jeweiligen meso- bzw. mikroklimatischen Besonderheit setzt etwa eine Stunde nach Sonnenhöchststand ein und findet wiederum effektiver als im Ganzjahresschnitt statt: Die PCI wird bei Strahlungstagen bereits ab 17 h, die UHI ab 19.30 h intensiver als im Ganzjahresschnitt. Das Lufttemperaturmaximum im Umland wird im Mittel an Strahlungstagen um 14.30 h erreicht. Dies ist im Stadtkörper, der sich langsamer erwärmt, erst eine Stunde später der Fall. Da die Temperatur im Umland in dieser Zeitspanne stagniert, kommt es zum ersten starken Wachstum der UHI. In der anschließenden Stunde entwickelt sie sich nicht weiter, weil hier das Abkühlungsverhalten an beiden Stationen gleichmäßig verläuft. Erst mit einsetzender Dämmerung zeigt sich das effektivere Abkühlungsverhalten im Umland. Eine ähnliche, einstündige Stagnation ist bei der Ausbildung der PCI zu beobachten. Im Park wird das Lufttemperaturmaximum unter autochthonen Bedingungen zum selben Zeitpunkt wie im Umland erreicht. Es zeigt sich weiter dasselbe Verhalten – erst Stagnation, dann Beginn der Abkühlung. Zu Beginn der Dämmerung (17.30 h – 18.30 h) kühlt der Stadtkörper zunächst genauso effektiv wie die Grünanlage ab, was die Abflachung der Kurve erklärt. Im weiteren Nachtverlauf zeigt dann der Park wieder die besseren Abkühlungseigenschaften.

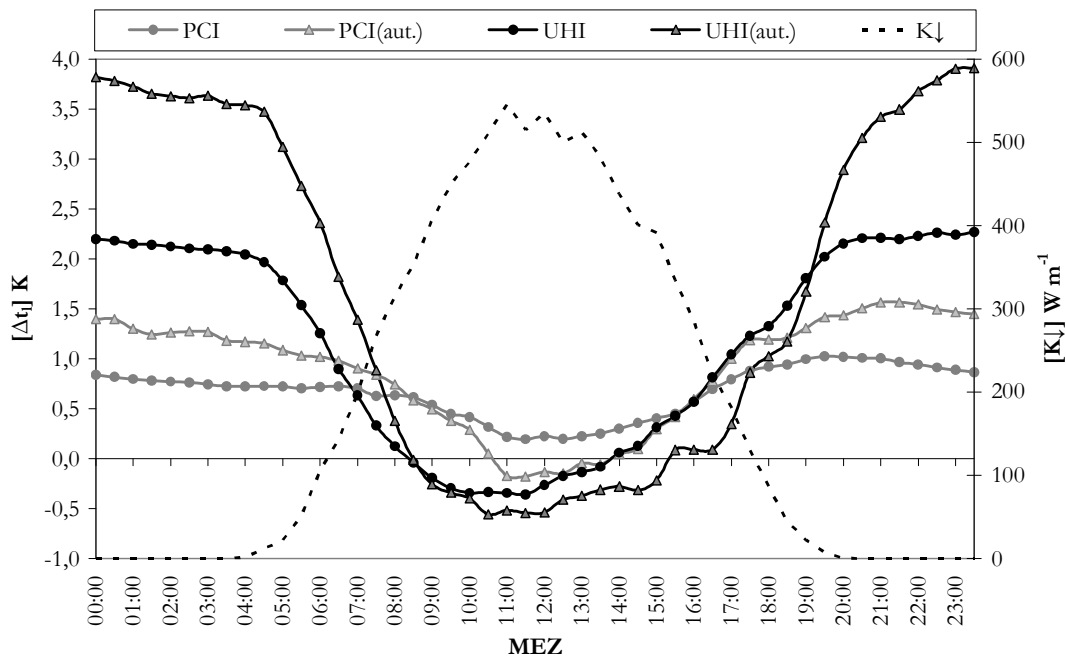


Abb. 45: Mittlerer Tagesgang der UHI und PCI für den gesamten Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004 bzw. während der 50 autochthonen Wetterlagen (UHI(auto.), PCI (auto.)) auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Grundlage zur Berechnung sind Daten der Station UniDO und jeweils das Mittel aller Baukörper- bzw. der beiden Parkstationen. Als Zusatzinformation ist der mittlere Tagesgang der Globalstrahlung an der Station UniDO (SVF = 1) aufgezeichnet.

Unter autochthonen Bedingungen bildet sich, genau wie im Jahresmittel, kein nennenswerter Tagesgang der Differenz des Wasserdampfgehalts der Luft (vgl. Abb. 46). Deutlich werden jedoch das Erreichen eines maximalen urbanen Feuchteüberschusses bei Sonnenaufgang sowie die sich daran anschließende, rasche Umkehrung des Verlaufs der Dampfdruckunterschiede. Ausschlaggebend für den Tagesgang des UME ist die Entwicklung des Dampfdrucks an der Umlandstation, der in den ersten Tagesstunden um über zwei hPa steigt. An der Station steht offenbar bedeutend mehr Wasser zur Evapotranspiration zur Verfügung als im Stadtgebiet (auch der Grünfläche). Es muss sich aber primär um verdunstenden Tau und aus der Evapotranspiration stammendes Wasser handeln, da nach 9 h auch hier der Dampfdruck wieder rückläufig ist. Nur im Umland wird auch im mittleren Tagesgang der autochthone Taupunkt (4.30 h) in Messhöhe unterschritten. Bei Betrachtung der Temperaturen in der Parkanlage in Bodennähe wird die Taupunktdifferenz ebenfalls negativ. Folglich muss die Übersättigung in Bodennähe im Umland also noch stärker ausfallen. Der Tauabsatz wird, je nach Pflanze und herrschenden Bedingungen, in seiner Intensität durch Guttation an der Vegetation noch verstärkt.

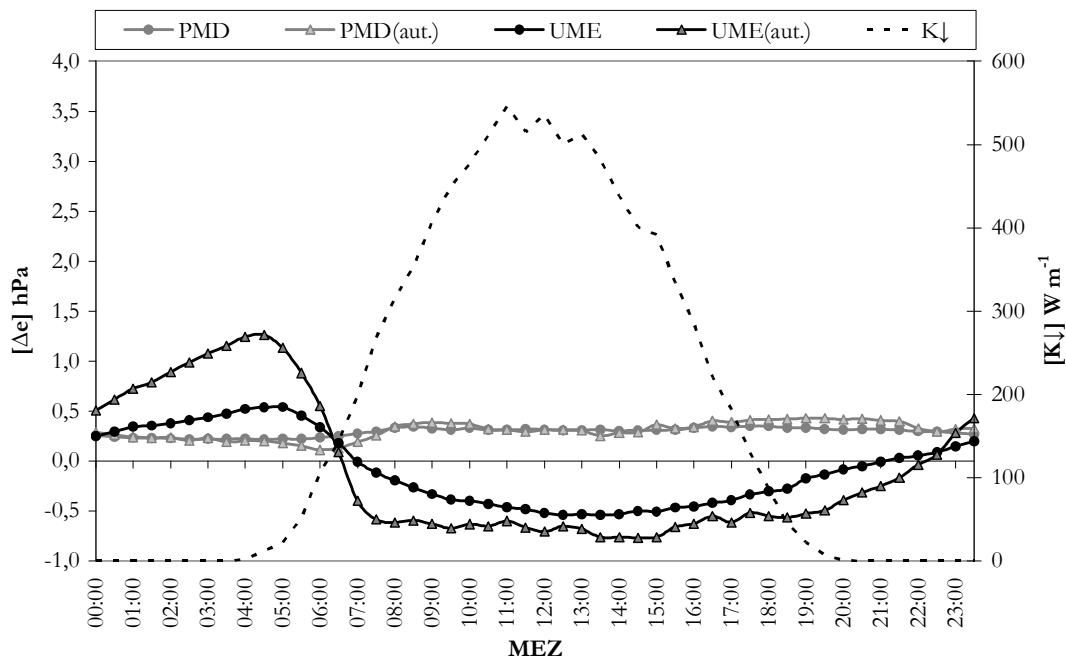


Abb. 46: Mittlerer Tagesgang des UME und PMD für den gesamten Zeitraum 18.08.2003 – 17.08.2004 bzw. während der 50 autochthonen Wetterlagen (UME(aut.), PMD (aut.)) auf Basis der 30-min-Mittelwerte. Grundlage zur Berechnung sind Daten der Station UniDO und jeweils das Mittel aller Baukörper- bzw. der beiden Parkstationen. Als Zusatzinformation ist der mittlere Tagesgang der Globalstrahlung an der Station UniDO (SVF = 1) aufgezeichnet.

Der mittlere Tagesgang des Messzeitraums 10.06.2003 – 09.06.2004 zeigt indes an keiner Station eine Taupunktunterschreitung. Da die Messfühler nicht direkt auf der Oberfläche gemessen haben, muss davon ausgegangen werden, dass an wesentlich mehr Tagen als hier darstellbar ist, der Taupunkt dort unterschritten wurde und damit Taubildung stattfand. An

einzelnen Messtagen wird der Taupunkt dagegen an allen Stationen unterschritten. Tab. 24 zeigt beispielhaft die relative Häufigkeit der Unterschreitung des Taupunkts an ausgewählten Stationen in Messhöhe. Es zeigt sich, dass der Taupunkt im Umland etwa zweimal so häufig unterschritten wird wie im Stadtkörper, was die These der besseren Wasserverfügbarkeit bestätigt. Die Auftrittshäufigkeiten an der Park- bzw. Stadtstation entsprechen sich nahezu. Ergänzt werden kann, dass bei Unterschreitung des Taupunkts an ME die Taupunktdifferenz an P2 entweder ebenfalls negativ war, zumindest aber sehr nahe Null lag.

Tab. 24: Relative Häufigkeit der Unterschreitung des Taupunkts an ausgewählten Stationen im Untersuchungsgebiet im Messzeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004 auf Basis der 30-min-Mittelwerte.

	UniDO	P2	ME
Taupunktunterschreitung (in %)	2,6	1,2	1,5

Diese Angaben geben Tendenzen hinsichtlich der Bedingungen an der Oberfläche an, die erst entscheidend für den Tauabsatz sind. Da für die Parkanlage wesentlich häufiger stabile Bedingungen – und damit überwiegend Inversionen – nachgewiesen wurden, kann dort von häufigem Tauabsatz ausgegangen werden, wie auch Beobachtungen während der Messeinsätze zeigten. Im Stadtkörper konnte auf Baumaterialien nur äußerst selten Tau beobachtet werden. Tauabsatz bedeutet für potenziell Kaltluft produzierende Flächen auch ein Freiwerden der Kondensationsenergie und damit eine gewisse Abschwächung des Abkühlungseffekts. Dadurch wird jedoch Kaltluftbildung sowohl im Umland als auch im Park, wegen der, absolut betrachtet, relativ geringen Mengen kondensierenden Wasserdampfs, nicht verhindert. Geht man davon aus, dass es im innerstädtischen Park aufgrund der dort herrschenden höheren durchschnittlichen Temperaturen zu seltenerem Tauabsatz als im Umland kommt, bedeutet dies, dass weniger oder keine Wärmeenergie bei Kondensationsprozessen im Park frei wird. Dieser Mechanismus ist damit – in entsprechenden Nächten – der einzige, physikalisch nachvollziehbare Vorteil hinsichtlich der Intensität der Abkühlung einer innerstädtischen Grünfläche gegenüber dem städtischen Umland.

7.4 Langzeitliches Verhalten von PCI und UHI

Wie die mittleren Tagesgänge für das Jahr und für das Kontingent der Strahlungstage zeigen konnten, findet v. a. nachts eine deutliche Modifikation der Lufttemperatur durch den Westpark statt. Dies hängt insbesondere von dem Teil des städtischen Wärmearchipels ab, der die Parkanlage umgibt (vgl. Abschn. 3.2.1 und Abschn. 3.2.2), deutlich wird dies in Abb. 47. Für den Westpark und seine städtische Umgebung zeigt sich die Abhängigkeit der Intensität der PCI von der UHI. Während der Nachtstunden des Messzeitraums 10.06.2003 –

09.06.2004 äußert sich diese mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,80$. Die Steigung der linearen Regressionsgeraden deutet mit einem Wert von $m = 0,46$ an, dass die PCII des Westparks im Mittel etwa halb so groß ist wie die UHII von Dortmund. Dies bestätigt die im vorangegangenen Kapitel offensichtlichen Differenzen, die für den mittleren Tagesgang eine mittlere nächtliche PCI von 2,2 K und dagegen eine mittlere nächtliche UHI von 3,7 K zeigen. Anhand dieser Abhängigkeiten offenbart sich das Potenzial von kleinen Parkanlagen in hochverdichteten Stadtgebieten hinsichtlich einer Lufttemperaturmodifikation.

Auch für den Vergleichsmesszeitraum der Überdachstation (18.08.2003 – 17.08.2004), der weniger durch die Hitzeperiode Anfang August 2003 beeinflusst war, zeigt sich für die Nachtmesswerte eine fast identische Punktwolke mit einem $r^2 = 0,79$ und einer Steigung der Regressionsgeraden von $m = 0,45$. Abb. 47 zeigt aber auch die große Streubreite beim Vergleich der beiden Maßzahlen. Auffällig ist allerdings, dass das gemessene Maximum der UHII bei etwa 7 K, das der PCII bei etwa 4 K lag.

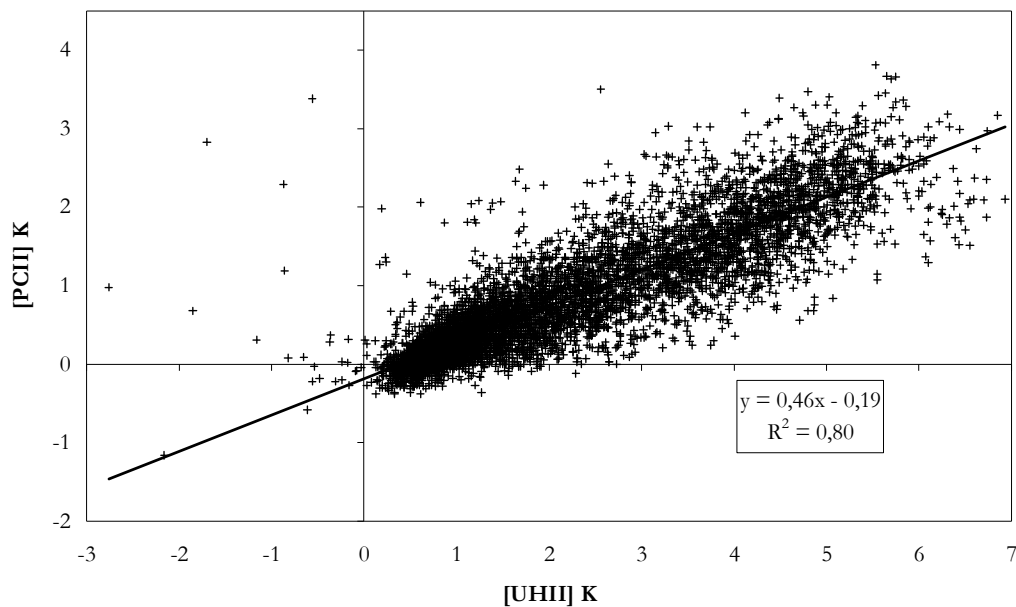


Abb. 47: Nächtliche Abhängigkeit der Intensität der Park Cool Island von der Intensität der urbanen Wärmeinsel. Zugrunde liegen die Daten der Stationen UniDO und ME (UHII) bzw. P2 und ME (PCII) über den Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.

Zur Überprüfung der Korrelation ist in Abb. 48 eine klassifizierte Abhängigkeit der beiden Größen voneinander dargestellt. Dazu wurden für die PCII Klassengrößen von 0,6 K, für die UHII Klassengrößen von 1 K gewählt. Das Ergebnis zeigt die eindeutige Abhängigkeit der jeweiligen Klassenmittelwerte voneinander.

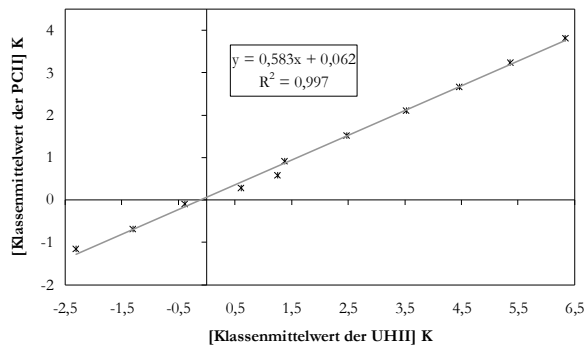


Abb. 48:Nächtliche Abhängigkeit der Klassenmittelwerte der PCI von den Klassenmittelwerten der UHI. Grundlage sind die Daten der Stationen UniDO, ME und P2 aus dem Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004. Klassengrößen waren für die UHI 1 K, für die PCI 0,6 K.

Bei 100 prozentiger Abhängigkeit der Einzelwerte würde die maximale Ausprägung der PCI von ca. 4 K erst bei einer UHI von 8,7 K erreicht, die jedoch nie im Messzeitraum auftrat. Einzelne PCI-Maxima sind also von autochthonen und kurzzeitig sich verändernden Bedingungen an einer der beiden Referenzstationen abhängig, Differenzen über längere Zeiträume aber von den allgemeinen Charakteristika der Klimatope. Vereinzelte Variationen des Mikroklimas führen daher standortbedingt zu den abzulesenden Ausreißerwerten. Außerdem beeinflussen die unterschiedlichen Witterungsverhältnisse die Homogenität des Musters der Abhängigkeit. Allerdings ist anzumerken, dass bei der Heranziehung des Datenkontingents der autochthonen Tage eine geringere Abhängigkeit ($r^2 = 0,5$) und stärker gestreute Verteilung der Messwerte festgestellt werden muss. Folglich scheinen die mikroklimatisch relevanten Charakteristika des Messstandorts relativ unabhängig von den Witterungsbedingungen Einfluss zu üben. Wahrscheinlich bedingen die kleinräumig sehr unterschiedlichen, starken Schwankungen der Energieflussdichten während der Übergangszeiten von Tag und Nacht die geringere Abhängigkeit bei Strahlungswetterlagen. Betrachtet man die deutlichere Ausprägung des mittleren Tagesgangs von PCI und UHI (Abb. 45, S. 168) im Zusammenhang mit der Erkenntnis, dass große PCI-Intensitäten nicht unbedingt mit großen UHI-Intensitäten zeitgleich einhergehen, zeigt sich, dass für UHI und PCI zwar gleiche Ursachen heranzuziehen sind, aber unterschiedliche Effekte der aktuellen, kleinklimatischen Einflüsse für den einzelnen zeitlichen Verlauf der Temperaturdifferenzen verantwortlich sind. Abb. 49 zeigt noch einmal, dass signifikante Korrelationen zwischen PCI und UHI ausschließlich in der Nacht auftreten. Die starken Schwankungen bei den Messgrößen – und damit kleinen Bestimmtheitsmaße – sind auf die Einstrahlung, Thermik, Schattenwurf und andere Einflüsse zurückzuführen. Bei Tagesbeginn führen die unterschiedlichen Erwärmungsraten in Stadt, Umland und Park zur Entkopplung der Intensität von PCI und UHI. Bevor ab 14 h die ersten effizienten Abkühlungseffekte die Korrelation der Größen gar nicht mehr erkennbar machen, wächst mit der Stabilisierung am Abend auch der Zusammenhang wieder.



Abb. 49: Mittlerer Tagesgang des Bestimmtheitsmaßes der Korrelation von UHII und PCII. Grundlage der Berechnung sind die einzelnen 30-min-Mittelwerte auf Basis der Stationsmessdaten UniDO, ME, P2 im Zeitraum 10.06.2003 – 09.06.2004.

7.5 Zusammenhang von Park Cool Island, Parkbreeze und anderen Ausbreitungsprozessen der Parkluft

Im Folgenden wird zunächst auf die maximal mögliche Ausbildung der PCI und deren typisches räumliches Verteilungsmuster im Untersuchungsgebiet eingegangen. Darauf aufbauend werden das Parkbreezephänomen bzw. andere Ausbreitungsprozesse mit Fernwirkung (vgl. Abschn. 3.2) und deren Auftrittsbedingungen beschrieben.

Aufschluss über mikroskalige Temperaturdifferenzen innerhalb des Parks und seiner Umgebung können die mobilen Messeinsätze, insbesondere die Temperaturmessfahrten liefern. Eine gut ausgeprägte bodennahe Inversion herrschte zu allen Messterminen (vgl. Tab. 9, S. 115). Abb. 50 zeigt die minimale, mittlere und maximale Schwankungsbreite bei den kleinskaligen Lufttemperaturdifferenzen an den 62 ausgewählten Messpunkten (Karte 5). Den Referenzmesswert stellt der im Durchschnitt kälteste Messpunkt im Untersuchungsgebiet (MP 57) im Norden des Parks dar. Einfluss darauf haben vor allen Dingen der große SVF, die Eigenschaften des natürlichen Bodens und der Vegetation sowie die Lage des Messpunkts im – wenn auch nur geringfügig – tiefer liegenden Bereich der Grünfläche (vgl. Karte 2), zu dem ein eventueller Kaltluftabfluss aus den anderen Parkbereichen gerichtet sein kann. Messpunkt 41 entspricht diesem Standort, wodurch sich der moderate Verlauf der Kurve an jener Stelle erklärt.

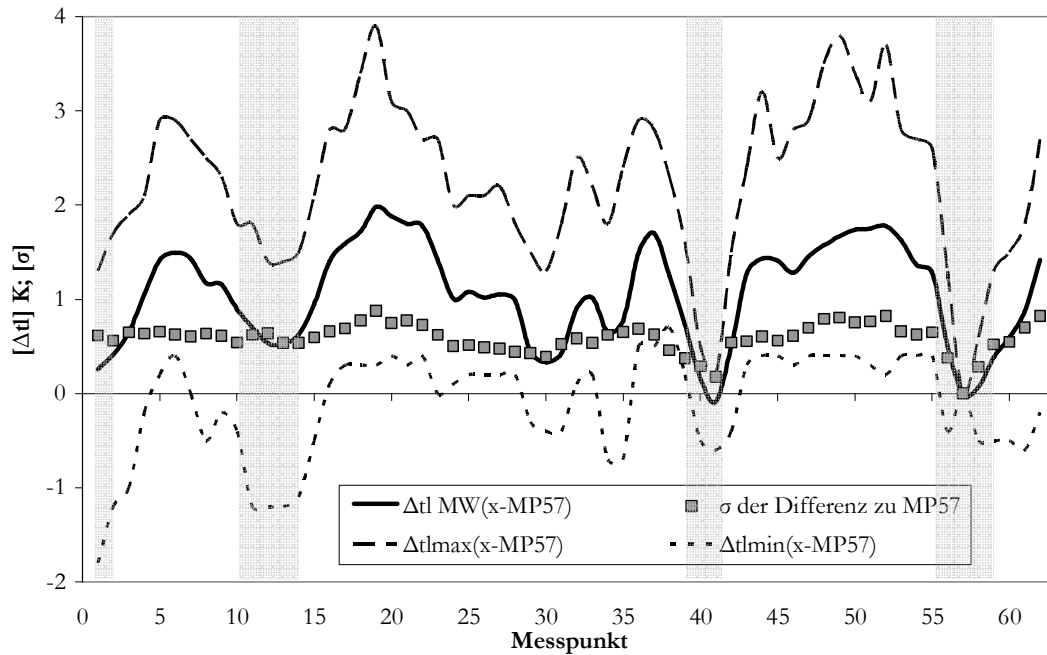
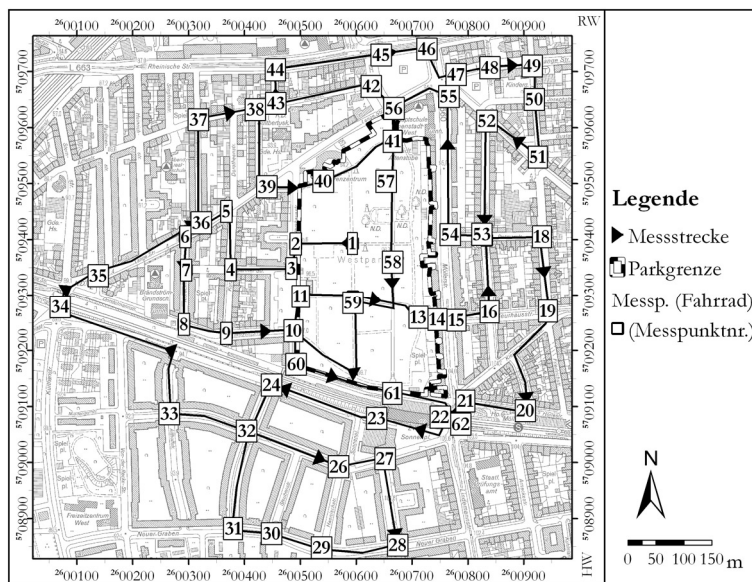


Abb. 50: Mittlere, minimale und maximale Abweichung der Lufttemperatur von ihrem Messwert am Messpunkt 57 (vgl. Karte 8 bzw. Karte 5, Abschn. 6.2.1) im Untersuchungsgebiet. Zusätzlich ist die Standardabweichung (σ) der jeweiligen Differenzen zum Messwert von MP 57 aufgetragen. Grundlage der Darstellung sind 29 nächtliche Messfahrten im Zeitraum 07.05.2003 – 08.06.2004, die mehrheitlich im Sommer, aber auch zu allen anderen Jahreszeiten durchgeführt wurden (vgl. Tab. 9, S. 115). Grau unterlegt sind die Abschnitte der Messstrecke, die durch den Park verlaufen.



Karte 8: Übersichtskarte über die nummerierten Messpunkte und die Messroute der Temperaturmessfahrt. Eine detailliertere Darstellung ist mit Karte 5 in Abschn. 6.2.1 zu finden.

Messpunkt 58 liegt dabei am nächsten an der Station P2, Messpunkt 19 am nächsten an der Station ME. Daher muss ein Vergleich der Messwerte an diesen beiden Punkten Parallelen zu den stationären Messungen zeigen, wie die maximal gemessene Lufttemperaturdifferenz zwischen Messpunkt 58 und 19 von 3,6 K auch bestätigt.

Bei Betrachtung der Messprofile wird deutlich, dass unter den Baumkronen im Park die Lufttemperaturen offensichtlich zumeist erhöht sind, und zwar bis zu 1,8 K (Streckenabschnitte: Messpunkt 1 – 2; 11 – 13; 59 – 60). Dennoch zeigen sich bei einer Standardabweichung (σ)⁵² von 0,5 bis 0,6 auf allen Grünflächenabschnitten deutlich niedrigere Temperaturen als im Baukörper. Unter bestimmten Umständen unterschreiten auch die Lufttemperaturen in den baumbestanden Parkbereichen die Messwerte des Referenzmesspunkts. Durch dieses Merkmal zeigt sich auch der Unterschied zwischen den Messpunkten 29-31 (südlich der S-Bahntrasse) und den Bedingungen im Park. Trotz größerer Himmelssichtfaktoren als in der Grünfläche lagen hier die absoluten Minima der Lufttemperatur zwar vereinzelt niedriger als an Punkt 57, jedoch nie so extrem wie innerhalb des Parks.

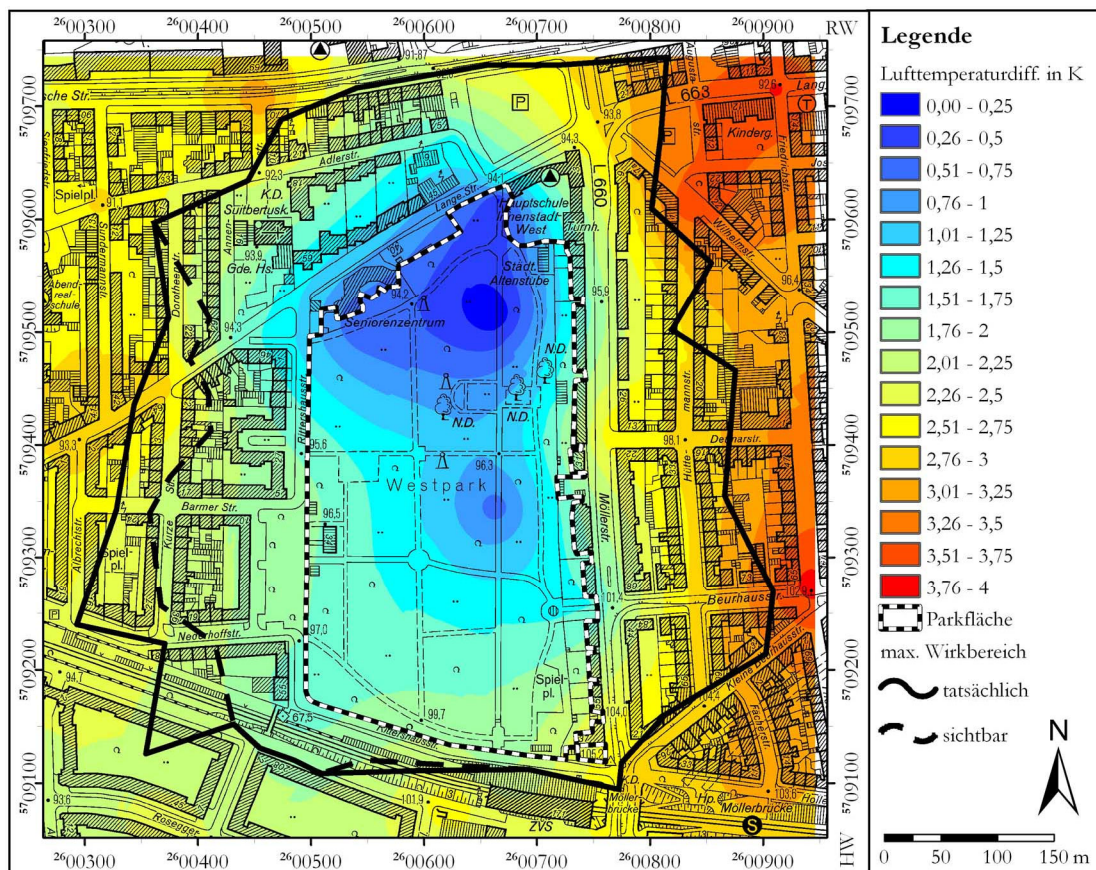
Die deutlich überwärmten Bereiche liegen vor allen Dingen östlich und nordwestlich des Parks, erstrecken sich aber auch vom Norden bis zum Südosten (Messpunkte 19-22, 34, 35, 44-52). An diesen Stellen ist bei keinem mobilen Einsatz eine geringere Temperatur als an Messpunkt 57 gemessen worden. Die südliche Umgebung des Parks zeigt sich zwar gegenüber dem Park überwärmt, ist jedoch offenbar zweigeteilt. Die relativ weit südlich gelegenen Bereiche weisen durch eventuelle Fernwirkungen vom nahen Südfriedhof oder aufgrund der eigenen Abkühlungsleistung kleinster Grünflächen vor Ort geringe Temperaturdifferenzen zum Park auf. Dagegen sind die Lufttemperaturen der Gebiete, die näher am Westpark gelegen sind, stärker überwärmt. Die Überwärmung erreicht aber nicht das Ausmaß der oben genannten, anderen Standorte.

Das maximal durch eine Temperaturdepression im Park beeinflusste Gebiet ist in Karte 9 dargestellt. Angesetzt wird der konservative, jedoch gut zu vermittelnde Grenzwert von 0,5 K Temperaturdifferenz (vgl. Fernwirkungsdefinition in Abschn. 3.2). Eine genauere Bestimmung des Einflusses wäre möglich gewesen, wird aber als nicht-relevant für angewandte Fragestellungen, wie die hier behandelte, angesehen. Das Ausmaß der Lufttemperaturabsenkung ist allgemein vom Untersuchungsinteresse abhängig. Wird beispielsweise das Szenario einer mit kleinen Grünflächen durchsetzten neuzubauenden Stadt zu Grunde gelegt, sind bereits geringere Wirkungen von Interesse. Geht es dagegen um die Entlastung eines thermisch extrem belasteten Gebiets, wären Temperatureffekte von 0,5 K nicht ausreichend. Die einzelnen Abbildungen in dieser Arbeit differenzieren das Temperaturfeld dennoch in Klassen von $\Delta t_i = 0,25$ K, um eine möglichst präzise Darstellung unter Berücksichtigung von Messfehlern und der Relevanz der Zahlenwerte zu garantieren⁵³.

⁵² Gemeint ist die Standardabweichung der Lufttemperaturdifferenz zwischen jeweiligem Messpunkt und MP 57.

⁵³ Theoretisch wäre eine noch genauere Differenzierung möglich, da ein und derselbe Messfühler zur Erfassung aller Messwerte genutzt wurde. Aufgrund von Verallgemeinerungen, die durch die Interpolation und Trendkorrektur den Messwert beeinflussen, wird die Temperaturklasse von 0,25 K als notwendig aber auch hinreichend genau eingestuft.

Das so definierte Gebiet nimmt eine Wirkfläche von fast 29,5 ha und damit mehr als das 2,8 fache der Grünflächengröße ein. Abzüglich der Fläche des Westparks selbst, können maximal 19 ha der bebauten Stadtfläche durch die Grünfläche beeinflusst werden. Dieses Gebiet maximalen Einflusses bildete sich aber nicht an einem einzelnen Untersuchungstermin aus, sondern stellt ein kumuliertes Ergebnis aus den 29 durchgeführten Messeinsätzen dar. Dargestellt ist folglich die maximale Wirkfläche, die lediglich aufgrund mehrerer, unterschiedlicher mikroklimatischer Verhältnisse existiert. Es wird darauf hingewiesen, dass auf Basis der durchgeführten Untersuchungen eigentlich keine Aussagen über die mikroklimatischen Verhältnisse in Innenhofstrukturen gemacht werden können, diese aber dennoch aus Gründen der Übersichtlichkeit durch die Interpolation in den Karten dargestellt werden.



Karte 9: Maximales Gebiet (tatsächlich max. Wirkungsbereich [29,4 ha]; durchgezogene Linie), in dem eine vom Westpark ausgehende Lufttemperaturabsenkung von mindestens 0,5 K erreicht wird. Datengrundlage sind 29 Temperaturmessfahrten im Zeitraum 07.05.2003 – 08.06.2004. Zusätzlich sind die maximalen Differenzen der Lufttemperaturen zwischen Messpunkt 57 (vgl. Karte 8 und Karte 5, Abschn. 6.2.1) und dem übrigen Untersuchungsgebiet eingezeichnet. Da durch Warmluftadvektion an MP 57 dort nicht immer das Temperaturminimum des Parks zu finden war, ist auf Grundlage der Temperaturschichten lediglich ein kleineres Wirkgebiet (sichtbares Wirkgebiet [27 ha]; gestrichelte Linie) zu ermitteln.

Bei nächtlichen Lufttemperaturen, die zu keiner thermischen Belastung von menschlichen Organismen führen, ist die Kaltluftproduktion des Parks stadtklimatisch nicht mehr von

interesse, es sei denn die von der Grünfläche ausgehende Kühlwirkung führt zu negativen Folgen, wie z.B. zu höherem Energieverbrauch beim Heizen. Um Informationen über die mikroklimatologische Wirkung des Parks unter makroskalig verschieden temperierten Luftmassen zu erhalten, wird in Abb. 51 gezeigt, wann welche Wirkung der PCI-Intensität auftritt. Aus der Darstellung geht hervor, dass die größten PCI-Intensitäten im Sommer, bzw. in den Zeiten einer relativ warmen bodennahen Atmosphäre auftreten. Im Winter dagegen ist die PCI-Intensität nicht besonders hoch, so dass kaum negative Auswirkungen des Parks auf seine Umgebung zu erwarten sind (z.B. erhöhte Heizkosten bei Häusern in Parknähe).

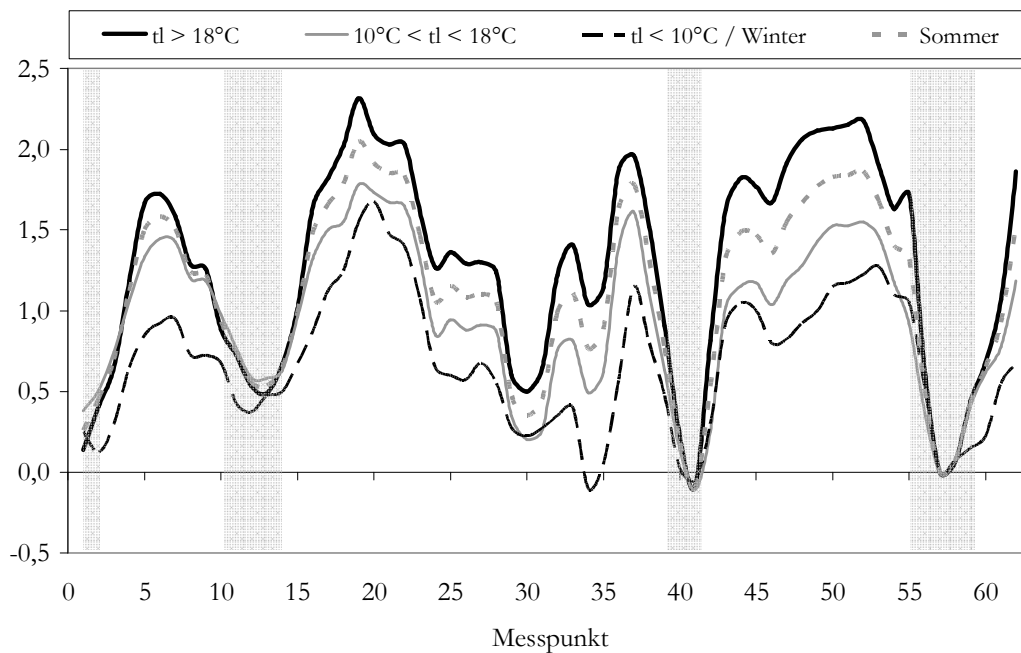


Abb. 51: Mittleres Messprofil (mittlere Lufttemperaturabweichung von MP 57) für solche Messfahrten, deren arithmetisches Lufttemperaturmittel über 18 °C, unter 10 °C bzw. zwischen den beiden Werten liegt. Zusätzlich ist dies noch für alle im Sommerhalbjahr und Winterhalbjahr durchgeführte Messfahrten aufgetragen.

Um zu ermitteln, ob bzw. wie und weshalb Luftmassen aus dem Park heraus in die Umgebungsluft unter bestimmten Bedingungen eindringen, müssen die einzelnen Fallstudien näher betrachtet werden. Alle haben gemeinsam, nach Sonnenuntergang bei möglichst windschwachen Strahlungswetterlagen, die mit einer deutlichen Bodeninversion im Park einhergingen, durchgeführt worden zu sein. Die meisten der Messtage sind (bzw. wären höchst wahrscheinlich)⁵⁴ nach der in Abschn. 7.3.3 gelieferten Definition in die Kategorie der Strahlungstage gefallen.

⁵⁴ Für die Messungen, die bis zum 15.09.2003 durchgeführt worden sind, war keine Klassifikation nach der Richardsonzahl möglich, da die Station FH erst nach diesem Termin kontinuierlich Daten registrierte.

7.5.1 Mitführung der Parkluft durch übergeordneten Wind

Die am häufigsten beobachtete Form der Fernwirkung durch innerstädtische Grünflächen ist die Mitführung der kühleren Parkluft in die bebaute Umgebung hinein (von Stülpnagel 1987; z.B. Jauregui 1990; Saito et al. 1990). Angetrieben wird dieser Prozess vom übergeordneten Windfeld. Dieser auf meso- oder makroskalige Luftdruckgradienten zurückzuführende, über dem Stadtkörper herrschende Austausch wird im Folgenden als **Gradientwind** bezeichnet. Setzt dieser sich vom Überdachniveau bis in die UCL auf den bodennahen Straßen- bzw. Grünflächenraum fort, ist in Bodennähe eine eindeutige, in Straßenschluchten entsprechend kanalisierte Windrichtung und -geschwindigkeit zu messen.

In der Messnacht 14./15.07.2003 war dies im Untersuchungsgebiet der Fall, wie Abb. 52 zeigt: In 30 m ü. Gr. wird eine konstante Strömung aus E registriert, die je nach Standort modifiziert wird. An den meisten Stationen wird die Anlaufgeschwindigkeit der Geräte ($0,5 \text{ m s}^{-1}$) durchgängig überschritten, so dass fast vollständige Messwertreihen vorliegen. An der Parkstation P2 findet durch die Vegetation eine Kanalisierung aus N statt.

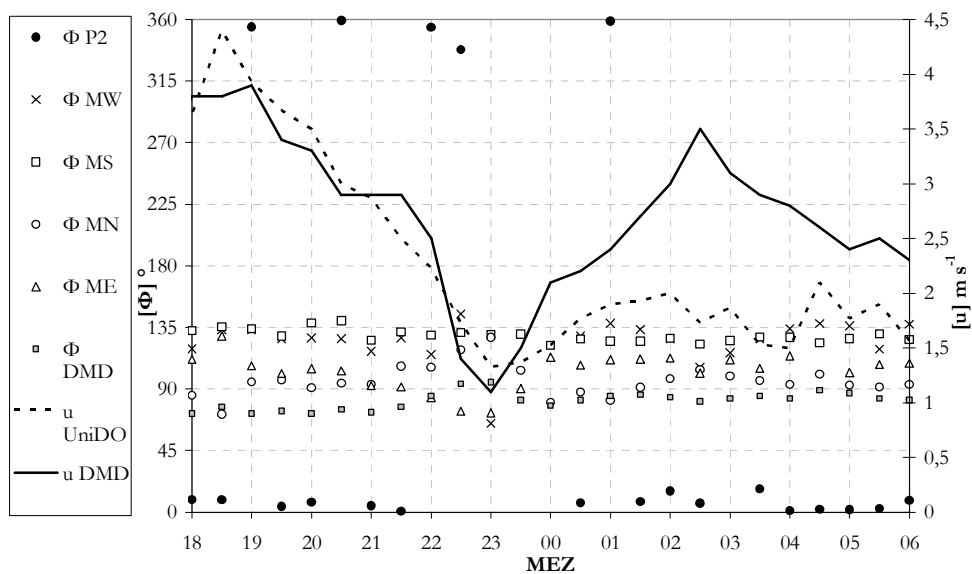


Abb. 52: Windrichtungen (Φ) im Untersuchungsgebiet und an der Station DMD (30 m ü. Gr.) in der Nacht 14./15.07.2003 auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Zusätzlich sind die Windgeschwindigkeiten (u) an der Station DMD sowie am Umlandstandort UniDO (10 m ü. Gr.) aufgetragen. (Für die Standorte s. Abb. 12, S. 87)

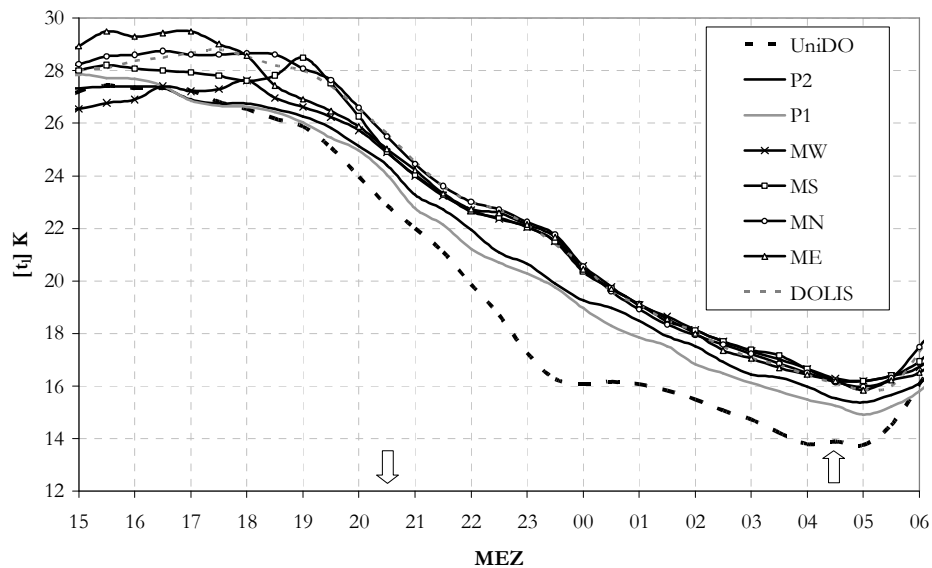
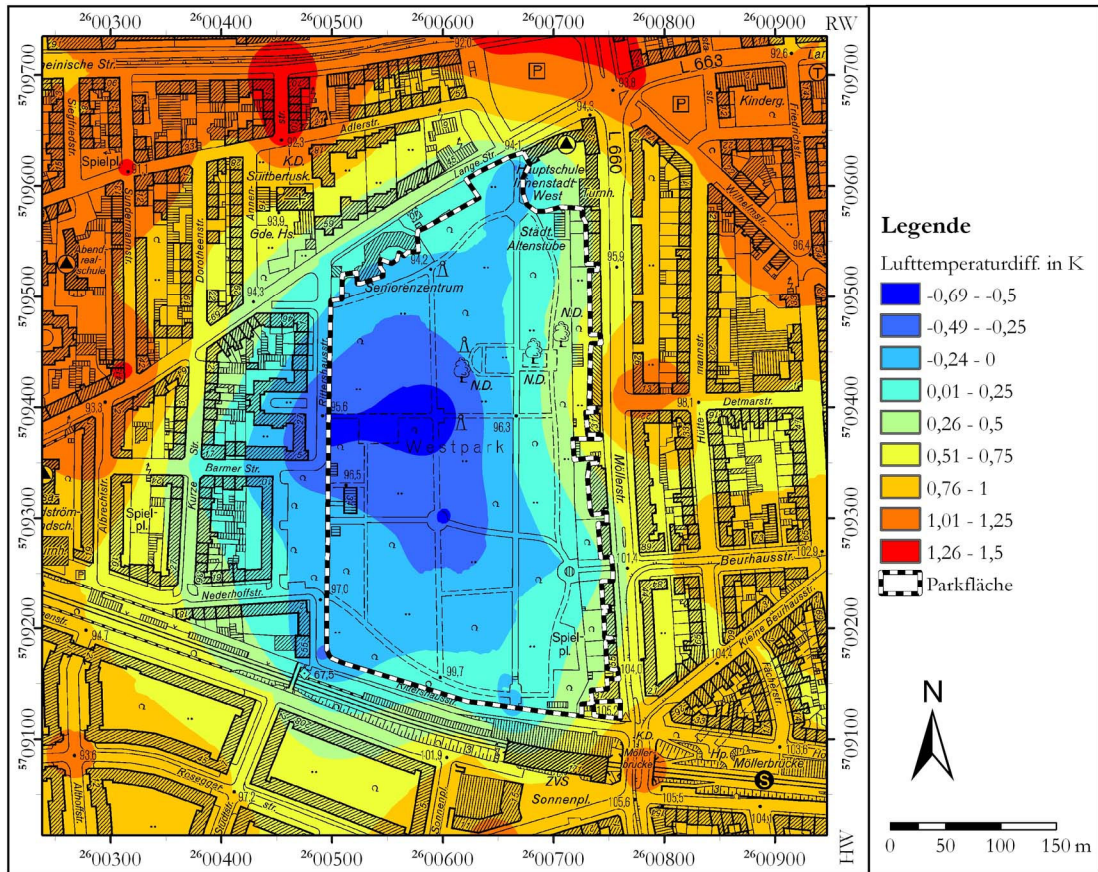
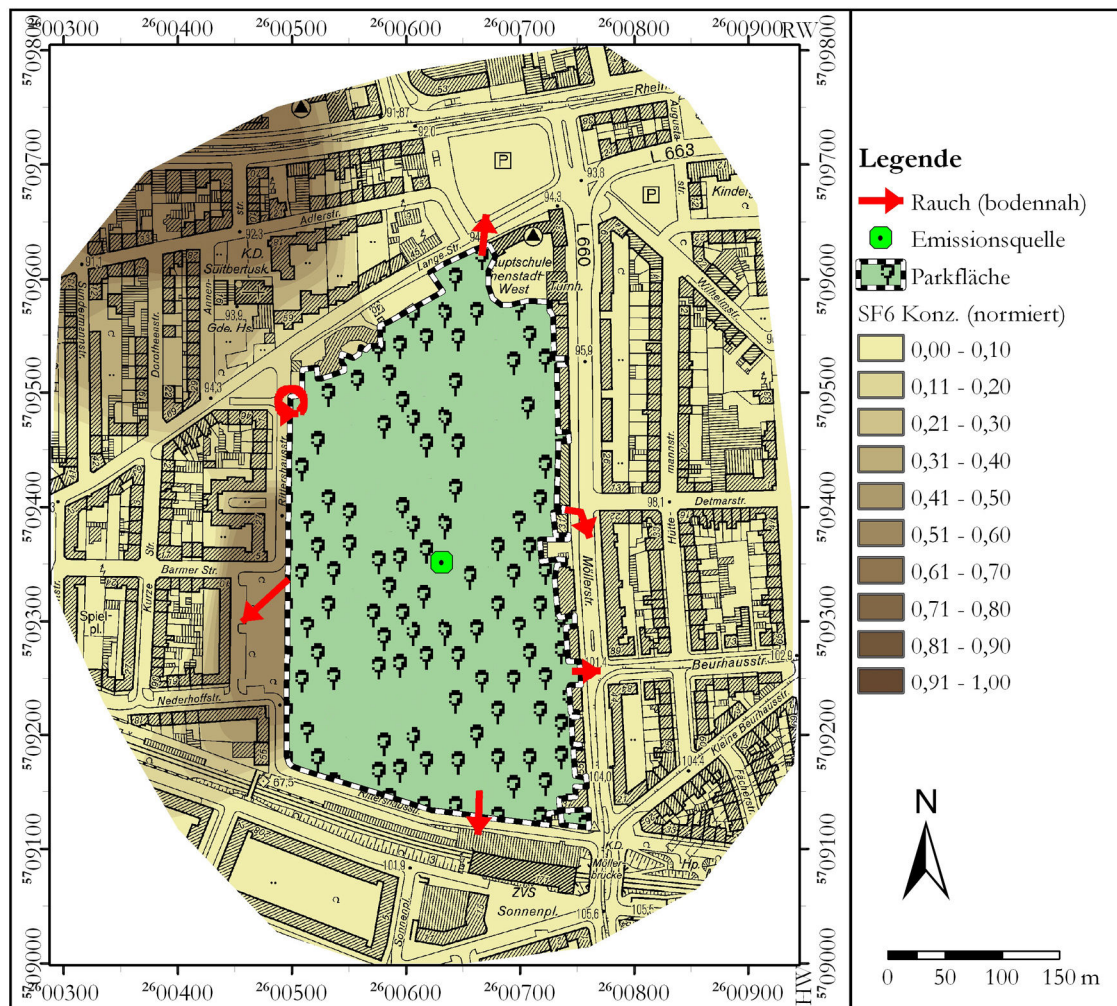


Abb. 53: Verlauf der Lufttemperaturen vom 14. auf den 15.07.2003 auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Die Pfeile in der Abbildung deuten den Zeitpunkt des Sonnenauf- bzw. Sonnenuntergangs an.

Trotz des starken Austauschs in der URS (bis 3 m s^{-1} ; s. Abb. 52) bildet sich in der ersten Nachthälfte eine deutliche PCI zwischen den Park- und Maststationen aus ($\Delta t_{l(\text{max})} = 2,2 \text{ K}$; s. Abb. 53, Karte 10, S. 180). Diese entstandene Kaltluft wird zum Messzeitpunkt (23:30 MEZ) über die Parkgrenzen hinaus nach W in das überwärmte Wohngebiet mitgeführt, wie die Temperaturkarte zeigt. Trotz der eindeutigen übergeordneten Windrichtung aus E zeigt Karte 11, dass an allen Messstellen am Parkrand der visuelle Tracer (Rauch) aus dem Park austritt. Die dargestellten Pfeile dienen ausschließlich zur Kennzeichnung der Zugbahn des Rauchs, nicht zur vektorisierten Geschwindigkeitsangabe. Dass die Luft aus dem Park in die gesamte Umgebung eingemischt wird, zeigt der Nachweis des chemischen Tracers (SF_6) im Untersuchungsgebiet (vgl. Karte 11). Die höchsten Konzentrationen des Gases können aber im W des Parks nachgewiesen werden.



Karte 10: Isanomalen zur Lufttemperatur im Park an MP 57 ($t_l = 21,1\text{ °C}$) am 14.07.2003 um 23:30 MEZ, gemessen in einer Höhe von 1,6 m ü. Gr. (Zur Lage von MP 57 s. Karte 4, S. 95 bzw. Karte 8, S. 174). Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 52, S. 178 entnommen werden.

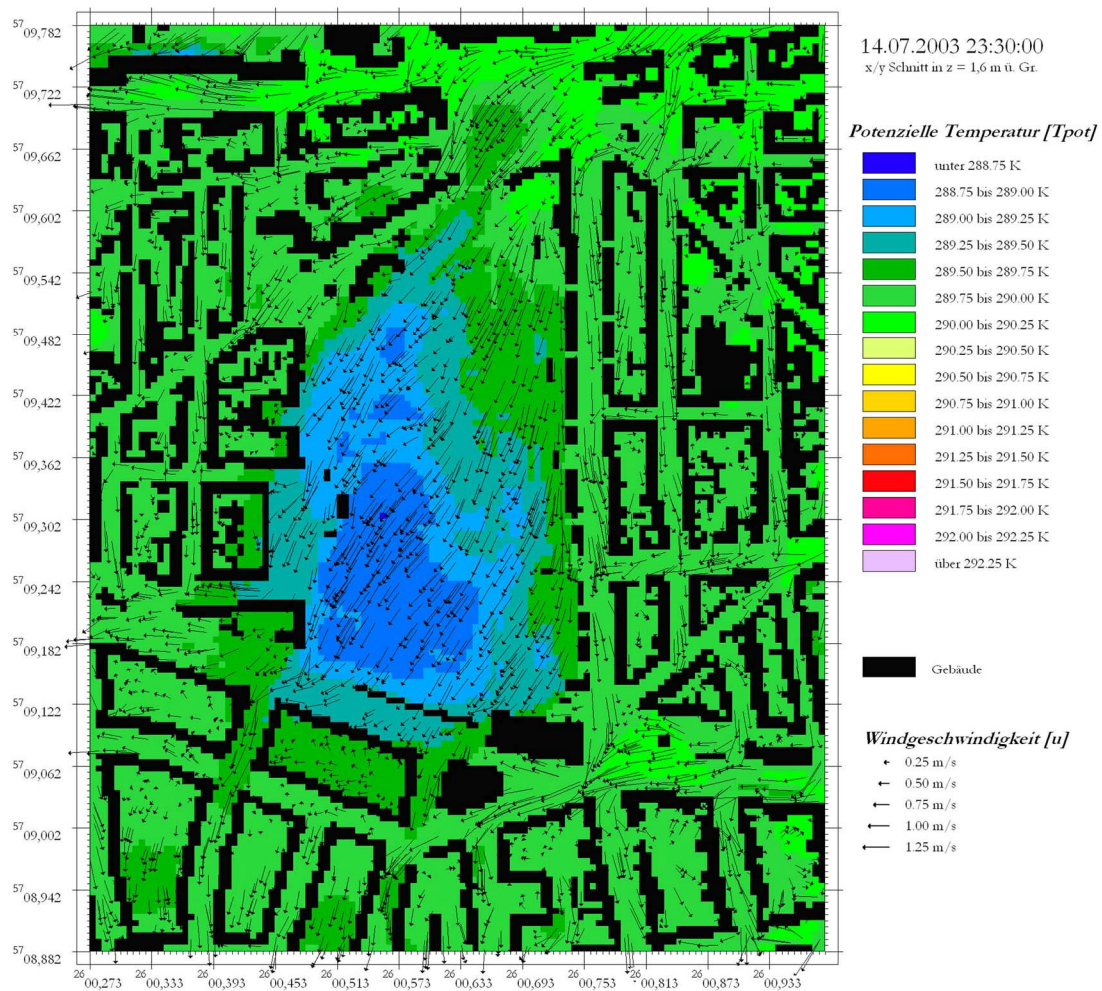


Karte 11: Tracerausbreitung im Untersuchungsgebiet am 14.07.2003 um 23:30 MEZ (erster Messdurchgang der Nacht). Die roten Pfeile zeigen die Zugbahn des visuellen Tracers. Die Konzentration des chemischen Tracers (Probennahme in 1,5 m ü. Gr.) ist normiert mit dem SF6-Maximum (35100 ppt) aller in dieser Nacht gemessenen Immissionskonzentrationen. Bei Unterschreitung der Hintergrundkonzentration wurde der jeweilige Messwert gleich 0 ppt gesetzt. Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 52, S. 178 entnommen werden.

Die Intensität der PCI nimmt mit ansteigender Windgeschwindigkeit im Laufe der zweiten Nachthälfte wieder ab ($\Delta t_{l(max)}=1,2$ K). Dies zeigen sowohl die flächenhaften als auch die stationären Untersuchungen (vgl. die Temperaturverläufe in Park und Baukörper in Abb. 53, S. 179). Die dominante Verlagerung der Kaltluft aus dem Park nach W äußert sich demnach durch deren tatsächliche Einmischung (Tracernachweis) und in Form einer deutlichen Kühlwirkung der Umgebung im Lee des Westparks. Die leichte Einmischung der Parkluft entgegen der Hauptwindrichtung kann einerseits durch das beobachtete Ausfließen am Parkrand und andererseits durch die mechanisch turbulente Vermischung erklärt werden (vgl. Abb. 8, S. 36).

Die Modellierung der oben dargestellten Situation mit ENVI-met (Karte 12), der als Randbedingung eine Strömung aus NE zugrunde lag (für das Randmodell: $u = 1,7 \text{ m s}^{-1}$ in 10 m ü. Gr.), zeigt ein ähnliches Bild hinsichtlich der Mitführung der geringer temperierten

Parkluftmassen. Die zum dargestellten Zeitpunkt simulierte PCI hat eine Intensität von $\Delta t_{l(max)}=1,5$ K und gibt damit eine um 30% geringere PCII als die tatsächlich herrschende wieder. Grund hierfür ist einerseits die seit 22:30 h real zurückgegangene Windgeschwindigkeit, die im Modell konstant bei $1,7 \text{ m s}^{-1}$ liegt. Vor allem wurde aber die Erwärmung am Tage nicht ausreichend gut durch die Simulation nachvollzogen. So lagen die maximalen Tagestemperaturen in der Modellumgebung etwa 9 K unterhalb der gemessenen Werte. Dennoch zeigen sich in der dargestellten Modellsituation die geringer temperierten Parkluftmassen und deren deutliche Mitführung nach SW und W, so dass sich in diesem Teil des Untersuchungsgebiets ein der Realität sehr ähnlicher Verlauf der Isolinien zeigt. Allerdings bedingt die übergeordnete Windrichtung (NE) im Modell, dass die Temperaturverteilung im östlichen und nordöstlichen Gebiet durch die Parkluftmassen zu gering beeinflusst ist. Es zeigt sich, dass in der Modellierung die Strömungsrichtungsmodifikation durch die Pflanzen offenbar nicht dazu führt, dass Kaltluft auch in den Nordosten verfrachtet wird. Durch die simulierte Überströmung von Gebäudestrukturen – z.B. des zurückgesetzten Häuserblocks im Westen des Parks – wird deutlich, dass der Park offenbar auch Innenhöfe unter den herrschenden Bedingungen mit kühlerer Luft versorgen kann.



Karte 12: Darstellung der numerisch simulierten Situation (ENVI-met; Version 3.0) vom 14.07.2003 23:30 MEZ hinsichtlich der Lufttemperatur und, hinsichtlich ihrer Positionierung in der Karte zufällig ausgewählter, Windvektoren in 1,6 m ü. Gr. Bedingungen für das Randmodell: $u = 1,7 \text{ m s}^{-1}$ aus 35° in 10 m ü. Gr.

Beim Vergleich der entsprechenden Modellierungssituation (15.07.2003, 00:36 MEZ) mit dem zweiten Messtermin der Nacht besteht dagegen noch immer der genannte horizontale Lufttemperaturgradient ($\Delta t_{(\max)} = 1,5 \text{ K}$), der sehr gut den realen Bedingungen entspricht. Allerdings unterschätzt das Modell auch in diesem Fall die realen Lufttemperaturen um 00:36 h in 1,6 m ü. G. um etwa 5 K, was ebenfalls auf das Nicht-Erreichen des Tagesmaximums zurückgeführt werden muss. Dies zeigt, dass bei ähnlichen Austausch- und Ausstrahlungsbedingungen in Modell und Realität sowohl die PCI-Intensität, als auch die Mitführung dieser durch ENVI-met gut simuliert werden können. Das tagsüber und nachts herrschende Temperaturfeld kann dagegen für das Untersuchungsgebiet in der Simulation aufgrund heterogener klimatischer Bedingungen am Tage nicht gut genug dargestellt werden.

In vier weiteren Messnächten, insgesamt bei acht Kampagnen, wurde diese Mitführung von Kaltluft aus dem Park durch eine dominante, mindestens mesoskalige Strömung registriert. Diese kam in zwei Nächten aus E, einmal aus SW, einmal aus S und in einer Nacht aus SE. Neben dieser Mitführung, oder „Verfrachtung“, (im Folgenden immer als **Mitführtyp** benannt) von Kaltluft wird bisweilen auch deren zentrifugale Ausbreitung beobachtet, die sich aus dem Park heraus in dessen gesamte Umgebung erstreckt.

7.5.2 Luftmassenaustausch durch Parkbreeze

Ob die Ursache für den Prozess der zentrifugalen Ausbreitung von Kaltluft aus dem Park in dessen Umgebung die Parkbreeze darstellt, wird im Folgenden für die betreffenden Messtermine überprüft. Beim Mitführtyp handelt es sich, wie schon erwähnt um die Verfrachtung von kühlerer Parkluft in den Baukörper durch den Einfluss des herrschenden Gradientwindes. Bei sehr kleinen Windgeschwindigkeiten führen die sowieso schon geringe Bewegungsenergie der Luft oberhalb der UCL und die Erniedrigung des Austauschs durch die Rauigkeitselemente zu Windruhe. Da die Parkbreeze ein eigenbürtiges Phänomen ist und auf die kleinräumigen thermisch bedingten Luftdruckdifferenzen zurückgeht, müssen dann beobachtete, zentrifugale Austauschvorgänge auf diese zurückzuführen sein, wie in den Abschnitten 3.2.3 und 6.3 bereits näher erläutert. Darüber hinaus sprechen verschiedene andere Indizien für den Auftritt einer Parkbreeze, so dass auf Grundlage der erhobenen Daten im Folgenden bewertet werden kann, ob der thermisch bedingte Luftaustausch im Untersuchungsgebiet existiert.

In der Nacht 11./12.06.2003 bildete sich solch eine PCI aus, deren Einfluss sich in gleichmäßiger Struktur in die umliegende Bebauung hinein ausdehnte. Von 21 h bis 22 h (MEZ) herrschte in 30 m über dem Stadtgrund (Station DMD) fast absolute Windruhe. In dieser Zeit wurde ein mobiler Messeinsatz durchgeführt. Wie Abb. 54 zeigt, findet im Tages- und Nachtverlauf ein für Strahlungstage typischer Verlauf der Lufttemperaturen in Park und Baukörper statt. Die PCI bildet sich schon am Nachmittag deutlich aus. Kurz vor Sonnenuntergang kann das sehr gute Abkühlungsvermögen an der Umlandstation beobachtet werden. Die PCI hält sich die ganze Nacht hindurch, wenngleich die kontinuierliche Abkühlung wegen aufziehender Bewölkung ab ca. 23 h an allen Stationen unterbrochen wird und die Intensität der PCI erst wieder zu Sonnenaufgang größere Beträge erreicht.

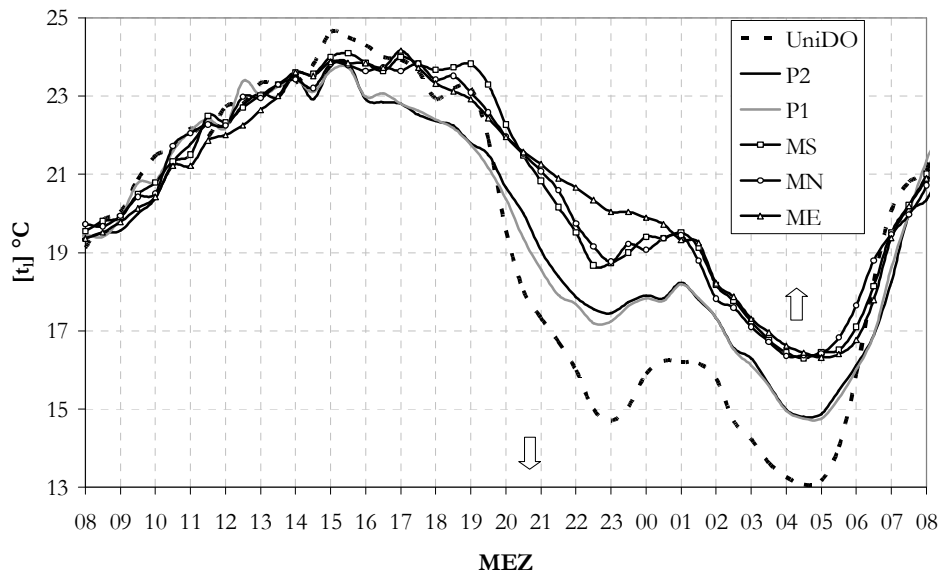


Abb. 54: Verlauf der Lufttemperaturen vom 11./12.06.2003 auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Die Pfeile in der Abbildung deuten den Zeitpunkt des Sonnenauf- und Sonnenuntergangs an.

Die Windbewegungen in Dachniveau sind, wie bereits erwähnt, mit $u \approx 0,6 \text{ m s}^{-1}$ (Station UniDO) bzw. $u \approx 0,2 \text{ m s}^{-1}$ (Station DMD). Im Unterschied zum in Abschn. 7.5.1 beschriebenen Mitführungstyp, ist das Windfeld in der UCL des Untersuchungsgebiets unabhängig von den Verhältnissen oberhalb der Dächer, wie die gemessenen Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen in 3,5 m ü. Gr. und 30 m ü. Gr. zeigen (s. Abb. 55). Die Windgeschwindigkeit an den Baukörperstationen schwankt und unterschreitet bisweilen die Nachweisgrenze von $0,5 \text{ m s}^{-1}$. Im Park kann keine Luftbewegung gemessen werden. An der Nordstation (MN) wird während der Zeit der mobilen Messungen (grau unterlegt) zunächst eine Nordwest- und später eine Südwestströmung ermittelt. Windrichtungen aus W bis SW werden an der Station ME gemessen, an der Station MS dagegen wird zeitweilig eine SE-Komponente registriert. An letzterer kann keine Luftbewegung aus der Parkfläche verzeichnet werden, an den anderen beiden schon. Dies sagt allerdings nichts über eventuell stattfindende Strömungen aus, die eine Geschwindigkeit von $0,5 \text{ m s}^{-1}$ oder weniger aufweisen. Im Umland (Station UniDO) werden z.T. schwächere Winde als im Stadtkörper gemessen. Diese Winde haben eine deutliche Nordkomponente, wohingegen innerhalb der Grünfläche gar keine Luftbewegung verzeichnet wird.

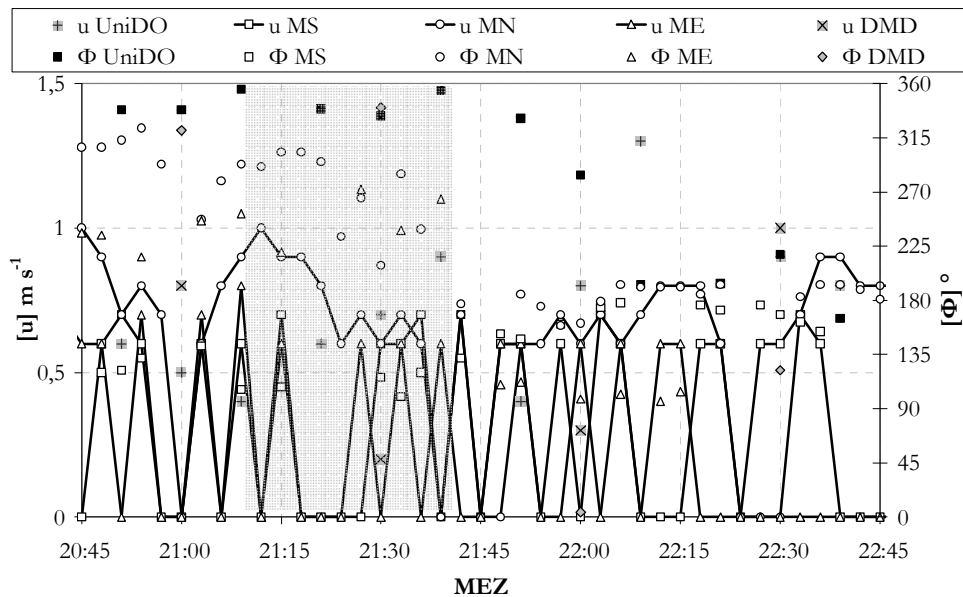
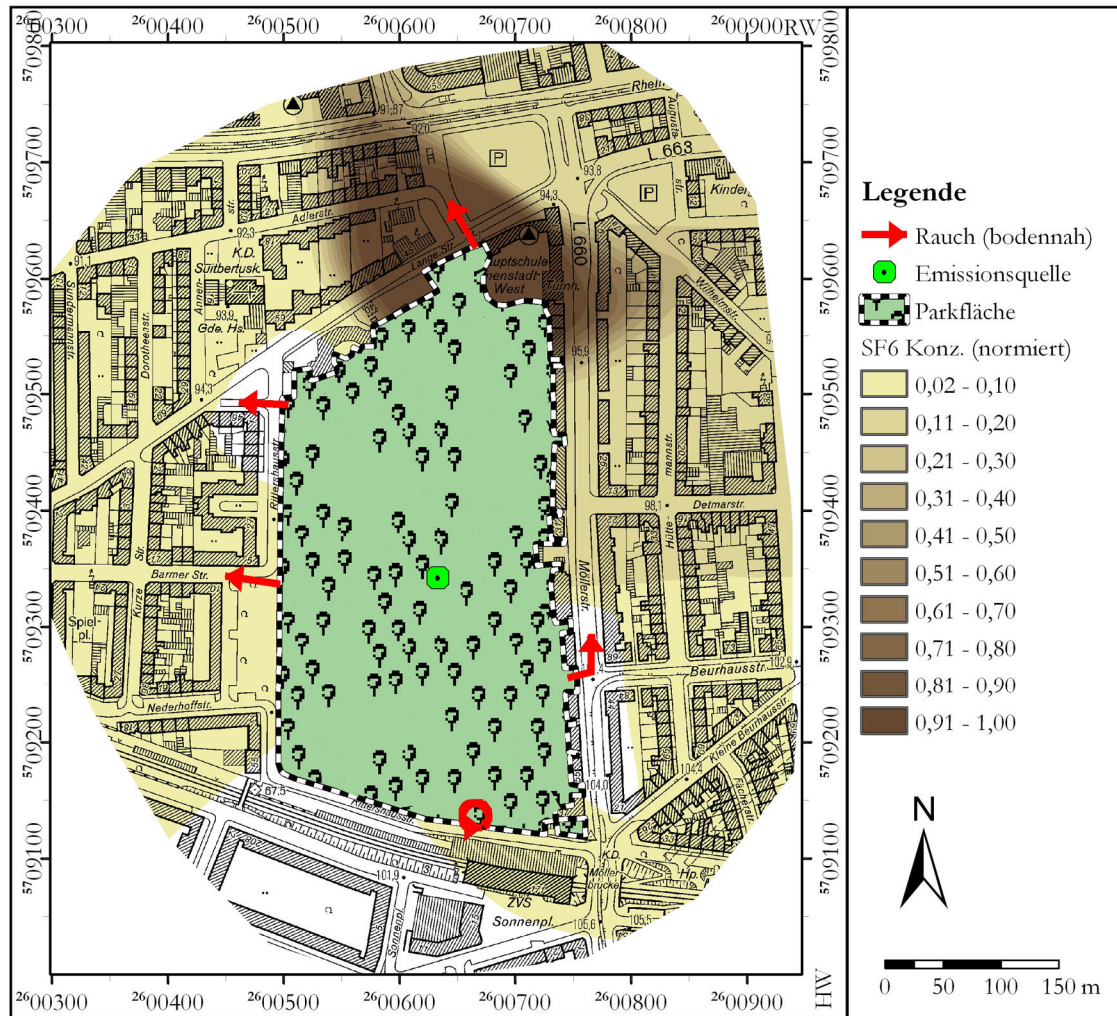


Abb. 55: Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten im Untersuchungsgebiet (3-Min-Mittelwert Rohdaten), an der Station UniDO (10 m ü. Gr., 10-Min-Mittelwert Rohdaten) und an der Station DMD (30 m ü. Gr., 30-Min-Mittelwert Rohdaten) am 11.06.2003. Die Kalmengrenze der Messgeräte im Untersuchungsgebiet liegt bei $u \leq 0,5 \text{ m s}^{-1}$. An P1 wurde diese im dargestellten Zeitraum, genau wie an P2 nie überschritten, weshalb diese nicht aufgetragen sind. Station MW hatte einen technischen Defekt. Der Zeitraum der mobilen Messwerterhebung ist grau hervorgehoben.

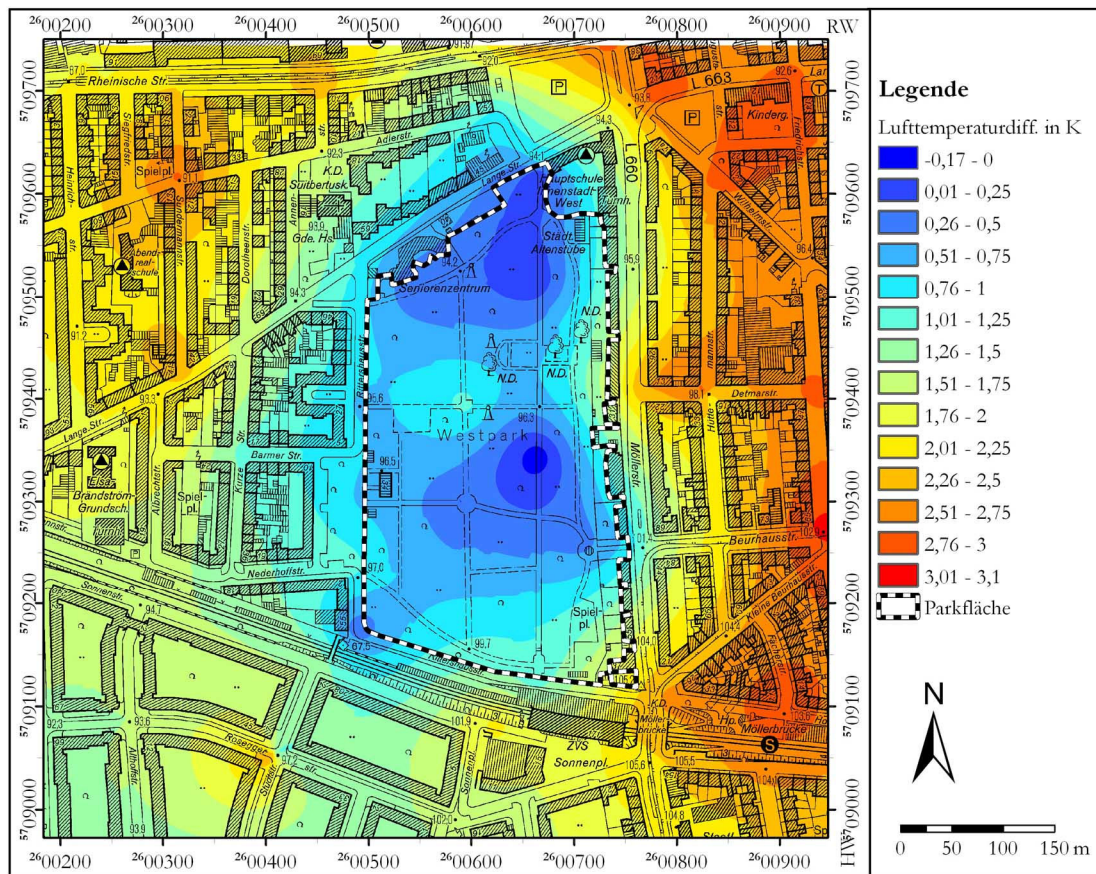
Betrachtet man das Muster der SF_6 -Verteilung derselben Nacht im Untersuchungsgebiet, zeigt sich, dass die Parkluft in alle Himmelsrichtungen aus dem Park ausgetreten ist (Karte 13). Nur im Süden, dort wo der Park durch die S-Bahn Gleise mit dem Stadtkörper verbunden ist, konnte der Tracer nicht nachgewiesen werden. Gleichzeitig kann an diesem Punkt ein zögerliches Austreten des visuellen Tracers beschrieben werden. Da es sich um die erste Probennahme in der Messnacht handelte, kann die Konzentration des SF_6 nicht auf vorherige Emissionen zurückgeführt werden. Weil durch das Aufziehen der PET-Spritzen an den Messpunkten (s. Abschn. 6.2.1 und Karte 4, S. 95) Zufallsproben entstehen, ist es durchaus plausibel, dass im NW und E an der ersten Probennahmestelle kein Nachweis erbracht wurde, an den weiter im Stadtkörper befindlichen aber schon. Die weiteren Rauchkerzen deuten einen Luftaustritt aus der Grünfläche an, der hinsichtlich seines Musters als zentrifugal bezeichnet werden kann. Die höchsten Tracerkonzentrationen konnten im Norden und Nordosten des Parks verzeichnet werden.



Karte 13: Tracerausbreitung im Untersuchungsgebiet am 11.06.2003 um 21:10 MEZ (erster Messdurchgang der Nacht). Die roten Pfeile zeigen die Zugbahn des visuellen Tracers. Die Konzentration des chemischen Tracers (Probennahme in 1,5 m ü. Gr.) ist normiert mit dem SF6-Maximum (10000 ppt) aller in dieser Nacht gemessenen Immissionskonzentrationen. Bei Unterschreitung der Hintergrundkonzentration wurde der jeweilige Messwert gleich 0 ppt gesetzt. Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 55, S. 186 entnommen werden.

Die beschriebenen Tracermessergebnisse und der Auftritt entgegengesetzter Windrichtungen (vom Park weg strömend) an den relativ weit vom Parkrand entfernten Stationen ME und MN sprechen für das angezeigte Auftreten einer Parkbreeze. Aber auch im Fall der oben beschriebenen Situation beim Mitföhrtyp konnte ein zentrifugales Austreten der Parkluft sowie ein Nachweis des Tracers im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Hinsichtlich der Temperaturverteilung zeigt sich aber am 11.06.2003 zum Messzeitpunkt der Einfluss der zentrifugal wirkenden Parkbreeze (Karte 14): Das Minimum der Lufttemperaturen konzentriert sich nicht auf eine Stelle im Park, was für eine Mitführung oder eine Kaltluftansammlung an der niedrigsten Stelle spräche, sondern die Ausdehnung der PCI erstreckt sich über die gesamte Parkfläche. Darüber hinaus bleibt diese Kaltluftinsel nicht auf die Grünanlage beschränkt, sondern beeinflusst die Lufttemperaturen in nahezu radialer Form um den Park herum. Bis auf den mittleren Grenzbereich an der Ostflanke des Parks

sowie die höchste Stelle des Untersuchungsgebiets (Möllerbrücke) im SE, sind keine abrupten Temperatursprünge (Wärmecliffs), sondern eine gleichmäßige Temperaturzunahme mit zunehmender Entfernung von der Grünanlage beobachtet worden (Karte 14).



Karte 14: Isanomalen zur Lufttemperatur im Park an MP 57 ($t_l = 18,7\text{ °C}$) am 11.06.2003 um 21:10 MEZ, gemessen in einer Höhe von 1,6 m ü. Gr. (Zur Lage von MP 57 s. Karte 4, S. 95 bzw. Karte 8, S. 174). Die übergeordnete Windrichtung kann Abb. 55, S. 186 entnommen werden.

Trotz der fast geschlossenen Häuserzeile an der am Ostrand gelegenen Möllerstraße dringt auch hier die Parkkaltluft in die Straßen der bebauten Umgebung nachweislich ein. Die geringsten Temperaturdifferenzen gegenüber der Grünflächenluft sind, wie bereits in der Fallstudie in Abschn. 7.5.1 beschrieben, südlich des Parks bzw. der S-Bahn Gleise zu erkennen. Dennoch ist ein Luftmassenaustausch im SE des Parks, westlich des über den Gleisen errichteten Gebäudes der ZVS möglich, da der Gleiskörper sich nicht in einer Vertiefung befindet oder einen Damm bildet. Dies zeigt sich auch an der beobachteten Kaltluftausbreitung nach Süd. Dass sich der chemische Tracer in der östlich gelegenen Sonnenstraße nicht nachweisen lässt, unterstreichen die dort im Vergleich zum Park gemessenen Übertemperaturen.

Die geringeren Temperaturen im Süden gegenüber dem restlichen Stadtgebiet sind nicht nur auf eine mögliche Kaltluftwirkung des Parks zurückzuführen, sondern ergeben sich auch

aufgrund der breiteren, mit niedrigerer bzw. offenerer Vegetation begrünten Straßen. Da an einigen Messterminen häufig eine Südströmung an Station MS verzeichnet wurde, sind zwei andere Erklärungsansätze dafür nicht zu widerlegen: Einerseits kann eine ähnlich gerichtete, mikroskalige, vom weiter südlich gelegenen Südfriedhof ausgehende Parkbreeze ein möglicher Grund für Kaltluft aus diesen Gebieten sein. Andererseits kann auch eine im Zusammenhang mit einem Flurwindssystem auftretende Strömung, die kühle Luftmassen vom Umland in den Stadtkörper transportiert, ein möglicher Grund für die geringere Überwärmung der Wohngebiete im Süden des Westparks sein. Beide Erklärungsansätze widersprechen aber am Messtermin nicht der beschriebenen Parkbreezetheorie.

Der Vergleich des mit ENVI-met simulierten Temperaturfeldes am 11.06.2003 um 21:10 h zeigt insbesondere zwei Unterschiede zur real gemessenen Situation:

In der Simulation ist, wie bereits erläutert, anhand der Windvektoren der konstante Luftstrom aus NNW (Randbedingung: $u = 0,7 \text{ m s}^{-1}$) vorherrschend. Dieser hat innerhalb des Parks die Verfrachtung der kühlen Luftmassen nach SSE zur Konsequenz, was in der Realität aufgrund des „Einschlafens“ des Windes nicht geschah (vgl. Abb. 55). Da im Modell ein Geländemodell nicht berücksichtigt wird (im SE liegt das Gelände fast 10 m höher als im NW des Parks), zeigt sich folglich im Ergebnis eine gute Einmischung der Kaltluft in die dortige Umgebung des Parks. Genau dieser Bereich ist jedoch bei der Messkampagne als der am wenigsten entlastete aufgefallen.

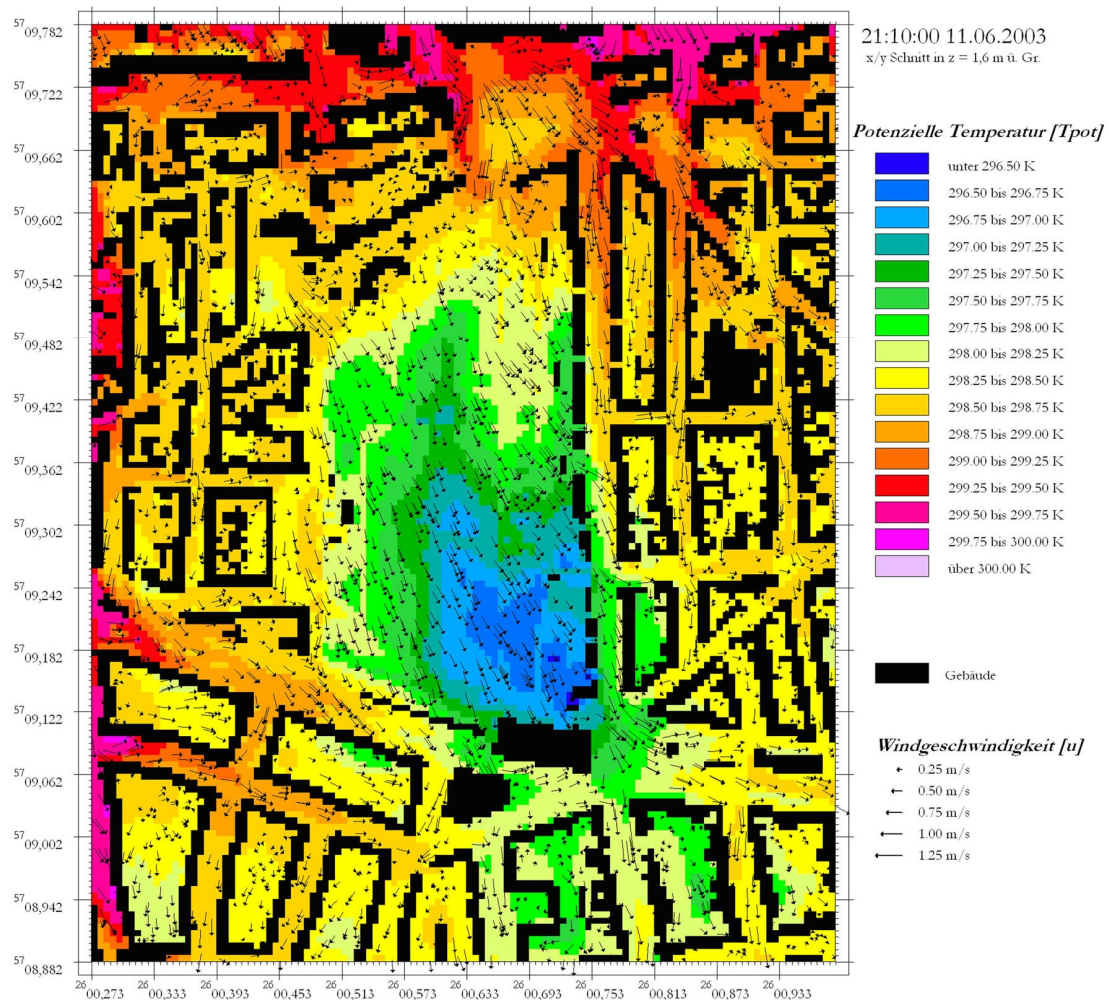
Die maximale Temperaturdifferenz im modellierten Untersuchungsgebiet ($\Delta t_l = 3,5 \text{ K}$) stimmt mit der gemessenen sehr gut überein. Allerdings werden die tatsächlich herrschenden Lufttemperaturen in Bodennähe in diesem Fall insgesamt um etwa 5 K überschätzt. Die überwärmten Bereiche im N und W des Untersuchungsgebietes können allerdings auf mögliche Effekte vom Randmodell zurückzuführen sein, da diesem einen versiegelter Untergrund zugeordnet ist. Im modellierten Parkgebiet bildet sich eine nicht so homogene Kaltluftfläche aus. Dabei ist die Kaltluft primär im Park, nicht aber in der angrenzenden Umgebung im Baukörper zu finden; im Luv der Grünfläche lässt sich fast gar keine durch den Park hervorgerufene Lufttemperaturmodifikation im Baukörper feststellen⁵⁵. Wirkung zeigt nur die leichte Mitführung durch den Wind nach SE. Der Effekt von kleineren Grünflächen (z.B. im NW des Parks an der unbebauten Strukturfläche vor der Kirche) scheint ebenfalls ähnliche Mitführungsauswirkungen zu haben.

Wie in Abschnitt 6.3 beschrieben, kann diese – im Modell – geringe Wirkung des Westparks auf die Lufttemperaturen seiner Umgebung mit der nicht stattfindenden Simulation von

⁵⁵ Die wahrscheinlich auf Randeffekte zurückgehenden Lufttemperaturen am Rande des Gebietsausschnitts sind in diese Betrachtung nicht mit einbezogen. Bei deren Berücksichtigung kämen allerdings Temperatursprünge von etwa bis zu 1,5 K in relativ weiter Entfernung (120 m) vom Parkrand vor.

thermischen Ausgleichsströmungen erklärt werden. Würden diese simuliert, könnte das Lufttemperaturfeld ähnlich dem gemessenen aussehen (vgl. Karte 14).

Wo die Luftmassen durch Mitführung einer abgelenkten Strömung in den Straßenraum eindringen, ist eine Temperaturmodifikation auch orthogonal zur Hauptwindrichtung zu beobachten. Dies ist vor allem im W vor zurückgesetzten Häuserzeilen der Fall.



Karte 15: Darstellung der numerisch simulierten Situation vom 11.06.2003 21:10 MEZ hinsichtlich der Lufttemperatur und, hinsichtlich ihrer Positionierung in der Karte generalisierter Windvektoren in 1,6 m ü. Gr. Bedingungen für das Randmodell: $u = 0,7 \text{ m s}^{-1}$ aus 331° in 10 m ü. Gr.

Bei elf weiteren Messungen in insgesamt sieben Nächten konnte der Auftritt der Parkbreeze so eindeutig, wie oben für die Messung 11.06.2003 21:10 h beschrieben, nachgewiesen werden. Im Folgenden wird so ein Verhalten der UCL im Parkeinflussbereich als *Parkbreezetyp* benannt, weil die Parkbreeze verantwortlich für die Verlagerung von Kaltluft aus dem Park in den Baukörper ist. Zu den elf Terminen herrschte maximal eine Windgeschwindigkeit von $0,6 \text{ m s}^{-1}$ oberhalb des Dachniveaus an der Station DMD vor. Es sollte festgehalten werden, dass die Parkbreeze kein kontinuierliches, über die gesamte Nacht zu beobachtendes Phänomen ist.

So tritt sie beispielsweise am 07./08.08.2003 zu Beginn und zum Ende der Messungen auf, ist dazwischen aber nicht zu beobachten. Im Gegensatz zu der hier dargestellten Messung kann für die anderen erfassten Parkbreezesituationen der Austausch nicht durch die Stationen im Baukörper ermittelt werden, da dessen Betrag in den meisten Fällen unterhalb der messtechnischen Genauigkeit der Geräte liegt. Nur an Station MN kann häufiger eine Südströmung registriert werden. Diese Tatsache ergibt sich aus der freien Anströmbbarkeit der Station auf der Brachfläche. Außerdem hat das leichte Gefälle nach N verstärkenden Einfluss auf einen evtl. stattfindenden Kaltluftaustritt.

Deutlich wird diese Besonderheit in Abb. 56, in der das Mittel der Windrichtungshäufigkeiten aller untersuchten Messnächte aufgetragen ist. Station MN verzeichnet einerseits eine zehn Prozent geringere Kalmenhäufigkeit, als die anderen Stationen, andererseits dominiert an ihr die Parkwindrichtung. Andererseits spricht die Hauptwindrichtung an der Station UniDO für eine messbare Dominanz von Südströmungen während der Messnächte. An Station ME aber tritt ebenfalls eine erwähnenswerte Häufung der Anströmung aus Parkrichtung auf. Zu erwähnen bleibt jedoch, dass Abb. 56 hinsichtlich der Parkbreeze nicht überinterpretiert werden darf, da die Windgeschwindigkeiten unterhalb der Kalmengrenzen nicht mit erfasst werden konnten und damit die Abbildung für Luftbewegungen von $u \leq 0,5 \text{ m s}^{-1}$ keine Aussagekraft besitzt.

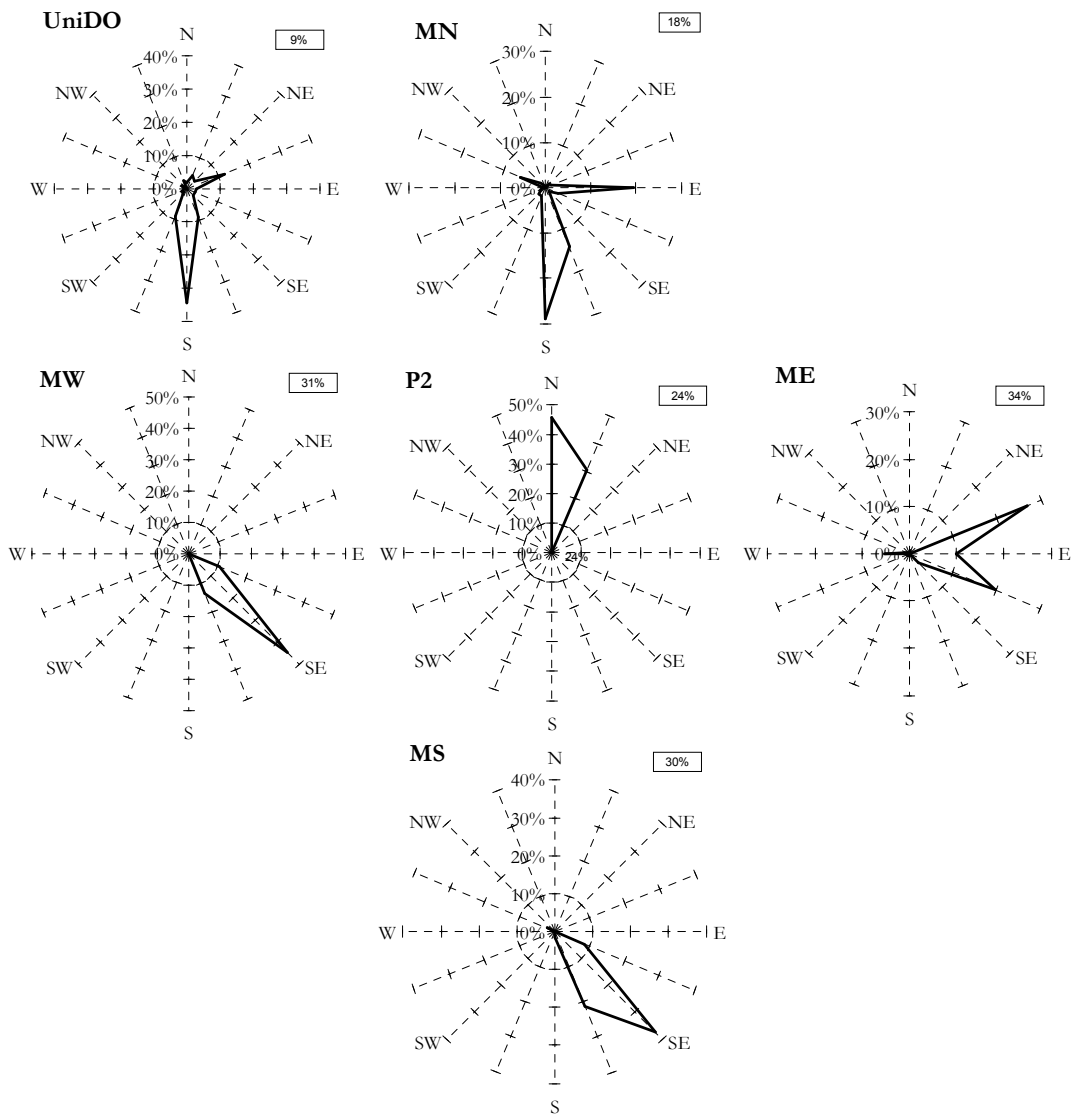


Abb. 56: Windrichtungshäufigkeiten während aller untersuchter 29 Messnächte (vgl. dazu Tab. 9, S. 115) im Untersuchungsgebiet und an der Station UniDO. Die Positionen der Windrosen entsprechen ihrer Lage im Messgebiet. Die Zahlen in den Kästen geben die Kalmenhäufigkeit wieder.

Eine weitere Besonderheit stellt die Beobachtung einer Parkbreeze am 08./09.06.2004 dar: Obwohl eine gute Austauschströmung in Überdachniveau bis etwa um Mitternacht verzeichnet wurde und von da an Bewölkung (7/8 Cirrus) aufzog, werden die genannten deutlichen Anhaltspunkte für die Ausbildung der Parkbreeze erst zum Messtermin in der zweiten Nachthälfte registriert. Allerdings deuten dabei die – absolut betrachtet – niedrigsten Tracergaskonzentrationen aller Messkampagnen im Untersuchungsgebiet auf eine geringe Intensität der Parkbreeze hin. Die Windruhe ($u = 0,2 \text{ m s}^{-1}$ an Station DMD) ist wahrscheinlich auch in diesem Fall der ausschlaggebende Faktor für den offensichtlichen Auftritt der Parkbreeze.

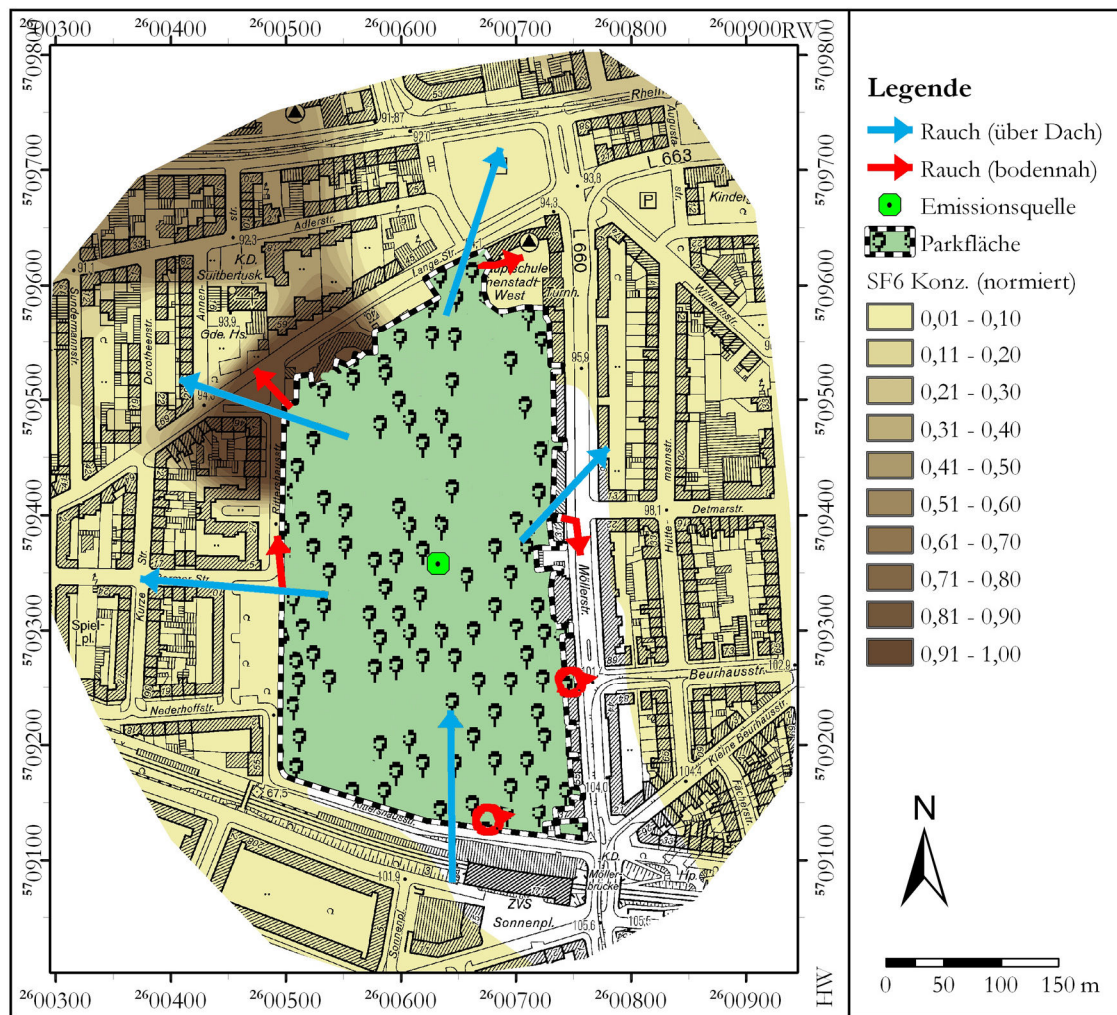
7.5.3 Ausbreitung von Parkluft aufgrund kombinierter Prozesse

Neben den eindeutig zuordnenbaren beobachteten Situationen zum Mitföhrtyp bzw. zum Parkbreezety, wurde in fünf Messnächten bzw. an acht Messterminen eine Kombination der in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Beobachtungen festgestellt. Es zeigte sich in diesen Fällen eine deutliche Verfrachtung der Kaltluft in eine Himmelsrichtung, dennoch wurde aber entgegen dieser Verlagerung eine Lufttemperaturabsenkung vom Park ausgehend in den Baukörper hinein beobachtet.

In der Nacht vom 25. auf den 26.08.2003 wurden sowohl deutliche Anzeichen für die Kaltluftverlagerung mit einer dominierenden Strömung aus S bis SSW gefunden als auch für die Ausbreitung von Luftmassen entgegen bzw. orthogonal zu dieser Luftbewegung.

Die blauen Pfeile in Karte 16 zeigen, dass der visuelle Tracer über dem Dachniveau an den Messstellen eine südliche Strömung andeutet. Die leichten Richtungsabweichungen zwischen den fünf Messpunkten entstehen durch den unterschiedlichen Einfluss der Dächer bzw. der Straßenzüge auf die turbulente Durchmischung, müssen aber z.T. auch auf den leichten Zeitversatz beim Auflassen der Trägerballone bedingt sein. In Bodennähe zeigt sich im Norden und Nordwesten der Einfluss dieser Strömung. Im Süden und Südosten ist keine eindeutige Abzugrichtung der visuellen Tracer auszumachen. Dies deutet folglich darauf hin, dass weder der Parkbreezeeffekt Kaltluft aus dem Park heraus nach S verlagert, noch dass die übergeordnete Strömung ausreicht, um die Parkkaltluft an dieser Stelle am Austritt aus der Grünfläche zu hindern.

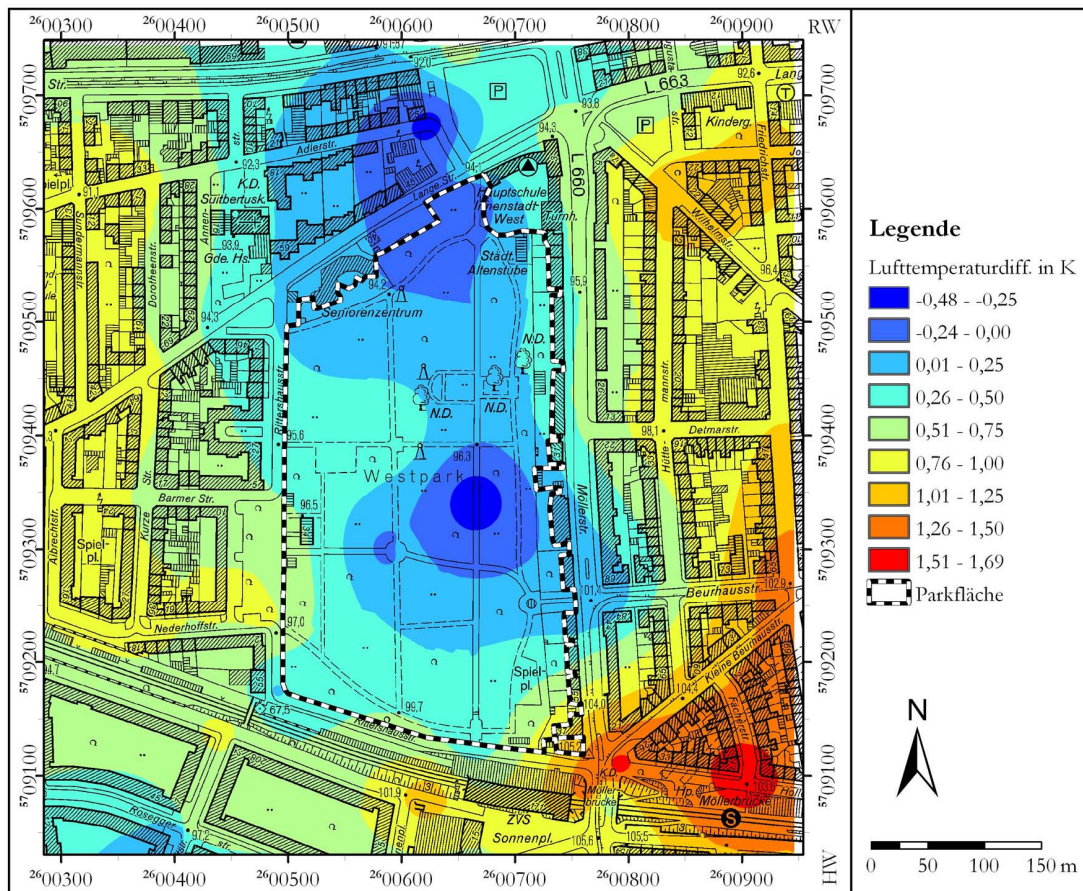
Außer an Station MN wird die Anlaufgeschwindigkeit der Geräte an den Feststationen nicht überschritten. Genau wie an der Station UniDO ist an MN während des mobilen Messeinsatzes, aber auch die ganze Nacht hindurch, eine schwache Südströmung registriert worden, die offensichtlich vom Dachniveau bis in die UCL auf der Brachfläche gut durchgreift. Zur registrierten Windrichtung steht die SF₆-Verteilung in Einklang; hohe Konzentrationen finden sich im Norden des Untersuchungsgebiets. Aber auch im äußeren Westen, im Osten und im äußeren Süden, und damit entgegen der Hauptwindrichtung, kann der Tracer nachgewiesen werden. Der fehlende Nachweis des Gases am östlichen und südlichen Parkrand spricht vor allem dort für insgesamt geringe Konzentrationen.



Karte 16: Tracerausbreitung im Untersuchungsgebiet am 25.08.2003 um 22:20 MEZ (erster Messdurchgang der Nacht). Die roten Pfeile zeigen die Zugbahn des visuellen Tracers in Bodennähe, die blauen Pfeile die Zugbahn des visuellen Tracers im Niveau über den Dächern (Rauchemission durch Ballons in Überdachsniveau verlagert [vgl. Abschn. 6.2.1 und Abb. 19, S. 117]). Die Konzentration des chemischen Tracers (Probennahme in 1,5 m ü. Gr.) ist normiert mit dem SF6-Maximum (3000 ppt) aller in dieser Nacht gemessenen Immissionskonzentrationen. Bei Unterschreitung der Hintergrundkonzentration wurde der jeweilige Messwert gleich 0 ppt gesetzt.

Das Lufttemperaturfeld (Karte 17) zeigt eine maximale Temperaturdifferenz von fast $\Delta t_l = 2,2$ K, wobei das Lufttemperaturminimum nicht im Norden des Parks, sondern in der Mitte zu finden ist. Eine deutliche Mitführung der Kaltluft aus dem Park – insbesondere in den Norden – wird dargestellt. Die Temperatureffekte auf den Westen und Osten sind gut erkennbar, haben aber keine große Reichweite, wobei die westlichen Bereiche nicht besonders stark überwärmt sind. Eine gute Auswirkung auf die Temperatur zeigt sich im E, wo die Luftmassen aus dem Park gut über die Beurhausstraße in die Bebauung eindringen können. Der deutliche SF₆-Nachweis im Baukörper sowie die damit einhergehende Lufttemperaturabsenkung lassen daher den Schluss zu, dass Parkbreeze Effekte zur dargestellten Situation beitragen. Eine lediglich mechanisch-turbulente Durchmischung als

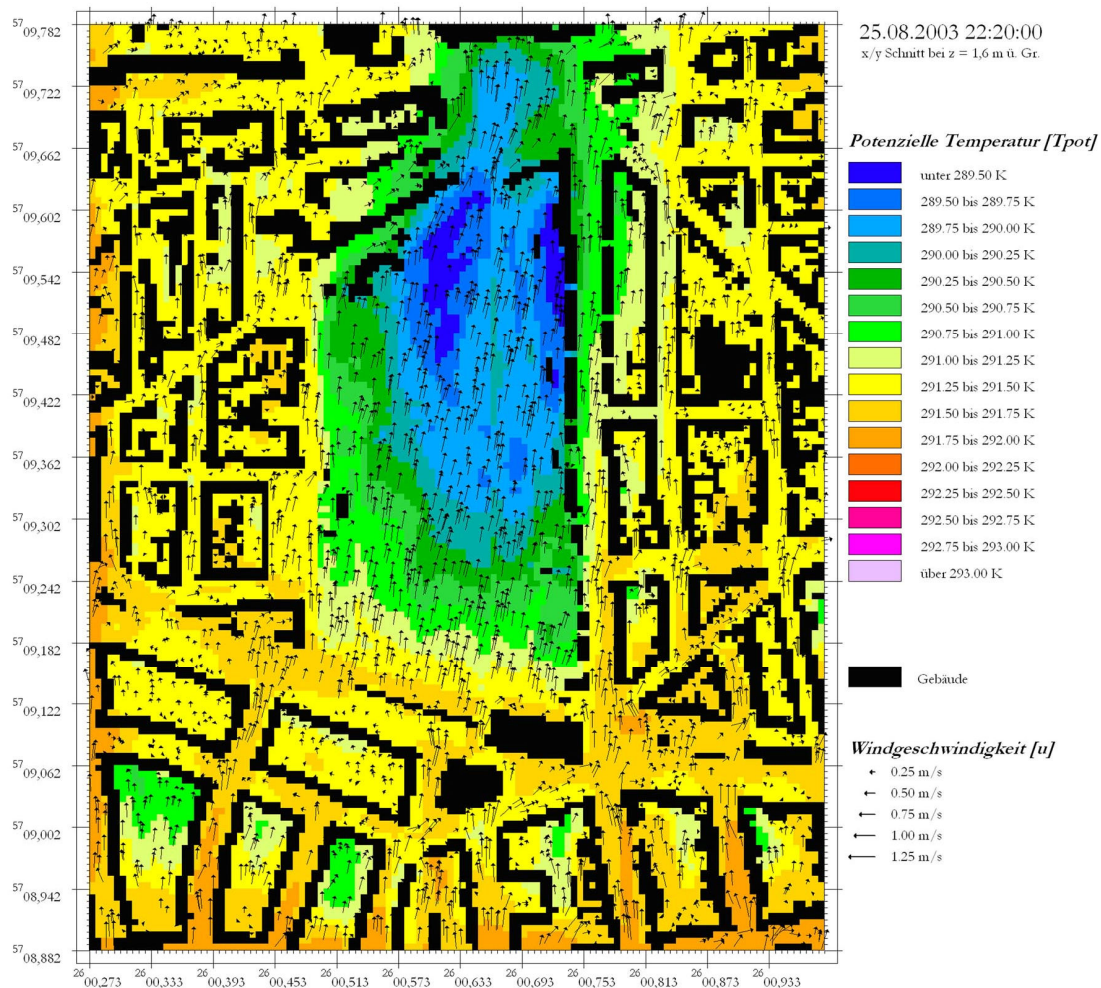
Ursache ist unwahrscheinlich, da die geringen Windgeschwindigkeiten (UniDO: $u = 0,8 \text{ m s}^{-1}$, MN: $u = 0,8 \text{ m s}^{-1}$, DMD: $u = 0,8 \text{ m s}^{-1}$) keinen hohen Impulsfluss zur Folge haben können.



Karte 17: Isanomalien zur Lufttemperatur im Park an MP 57 ($t_l = 16,7^\circ \text{C}$) am 25.08.2003 um 22:20 MEZ, gemessen in einer Höhe von 1,6 m ü. Gr. (Zur Lage von MP 57 s. Karte 4, S. 95 bzw. Karte 8, S. 174). Die übergeordnete Windrichtung kann Karte 16 entnommen werden.

Das Ergebnis der numerischen Simulation für den Messtermin gibt im Allgemeinen die gemessene Situation sehr gut wieder. Das Modell stellt in diesem Fall die Lufttemperaturen – sowohl absolut als auch relativ betrachtet – sehr gut dar. Die für das Randmodell benutzten Eingangsparameter für den Wind ($\Phi = 190^\circ$; $u = 0,7 \text{ m s}^{-1}$) entsprechen ebenfalls sehr gut den zum Messtermin herrschenden Bedingungen. Sowohl das Lufttemperaturfeld innerhalb der Grünfläche als auch in ihrem Lee wird gut wiedergegeben, wenngleich die simulierte Temperaturzunahme im Süden des Parks zu stark ist. Nach E (Beurhausstraße) und W (Barmerstraße) wird jedoch keinerlei vom Park ausgehende Lufttemperaturmodifikation simuliert. Die Differenz aus gemessener und simulierter Situation lässt zum Messtermin den in Abb. 26, S. 135 dargestellten Schluss zu, dass Parkbreeze-Effekte für diese besondere Ausbildung des Lufttemperaturfeldes im E und W des Parks verantwortlich sind. Außerdem zeigt sich, dass bei Auswahl der entsprechenden Eingangsparameter (vor allem u und Φ) zu sehr guten Modellierungsergebnissen führen kann. Unter diesen Umständen erscheint auch die Szenarienentwicklung mit Hilfe von ENVI-met sinnvoll und hilfreich. Für den genauen

Vergleich mehrerer Messtermine innerhalb einer Nacht müsste daher jeweils eine Simulationsrechnung durchgeführt werden.



Karte 18: Darstellung der numerisch simulierten Situation vom 25.08.2003 22:20 MEZ hinsichtlich der Lufttemperatur und, hinsichtlich ihrer Positionierung in der Karte zufällig ausgewählter, Windvektoren in 1,6 m ü. Gr. Bedingungen für das Randmodell: $u = 0,7 \text{ m s}^{-1}$ aus 190° in 10 m ü. Gr.

7.5.4 Auftrittshäufigkeit der Parkbreeze

Weil die Wirksamkeit des Impulsaustauschs mit dem Anstieg der Windgeschwindigkeit zunimmt, kann eine Mitführung der Parkluft nach Lee offenbar nur bei fast herrschender Windruhe in Dachniveau vollständig ausgeschlossen werden.

Die These, dass, ähnlich wie beim Land-/Seewindsystem oder auch beim Flurwind, eine übergeordnete zur Parkbreeze konträr gerichtete Ausgleichsströmung in der Höhe stattfindet, ist anhand der 18 Untersuchungen mit Ballonsondensystem widerlegt worden. Nur in einer Messsituation wurde ein zentripetales Einströmen von Luftmassen in den Park hinein registriert. Die Ursache für dieses Bild ist jedoch nicht der Ansaugeneffekt der Parkbreeze gewesen, sondern eine Windddrehung während der Tracersondierungen. Die anderen

Experimente mit visuellem Tracer zeigten eine eindeutige Windrichtung etwas oberhalb des Dachniveaus, wie sie z.B. in Karte 16 durch die Zugbahn der visuellen Tracer dargestellt ist. In Situationen, in denen in Dachniveau Windruhe vorherrscht, kann durch die nachgewiesene Parkbreeze trotzdem Luft aus dem Park in seine Umgebung gelangen. Darüber hinaus kann für das sehr leicht geneigte Gelände ein zusätzlicher Kaltluftabfluss am Nordausgang des Parks nicht ausgeschlossen werden, da sich der im Schnitt kühlsste Punkt im Park in der Nähe befindet und der breite, geteerte Weg die Reibung für das Austreten gering hält. Ungeachtet der Windruhe über dem mittleren Dachniveau kann außerdem z.B. ein bodennaher Flurwind einen Mitführeffekt auf die Parkluft haben.

Alle 29 mobilen Messungen (vgl. Abschn. 7.5 und Tab. 9, S. 115) wurden nach den erläuterten Kriterien in den vorangegangenen Abschnitten ausgewertet und klassifiziert (Tab. 25).

Tab. 25: Zuordnung des klimatischen Verhaltens der Parkluft während der einzelnen Messungen nach den im Text erläuterten Luftausbreitungsklassen (Typen).

TYP	Klasse (Ordinal- skaliert)	Messung (Nacht, Uhrzeit)
Parkbreeze	1	05./06.06.2003, 3:35 11./12.06.2003, 21:40 07./08.08.2003, 22:05, 1:35 15./16.09.2003, 22:45, 0:25 17./18.09.2003, 0:30 08./09.12.2003, 23:40, 2:00 08./09.06.2004, 0:55
Mischtyp	2	11./12.06.2003, 23:40, 0:40 07./08.08.2003, 23:10, 0:30 12./13.08.2003, 23:00, 1:20 25./26.08.2003, 22:50, 0:20 08./09.06.2004, 0:00
Mitführtyp	3	05./06.06.2003, 0:55 14./15.07.2003, 0:00, 1:00 17./18.09.2003, 1:40 08./09.12.2003, 1:00 15./16.04.2004, 22:55, 0:05, 1:20
[kein Effekt]	4	16./17.10.2003, 22:10, 23:40;

Die vier gewählten, gut voneinander abgrenzbaren Klassen wurden ordinalskaliert und ins Verhältnis zur Windgeschwindigkeit gesetzt (Abb. 57). Dabei lässt sich die grundsätzliche Tendenz für eine höhere Auftretswahrscheinlichkeit der Parkbreeze (Typ 1, Typ 2) mit abnehmender Windgeschwindigkeit erkennen. Dies bestätigt die in Abschnitt 3.2.4 referierten Ergebnisse zu thermisch bedingten Mikrozirkulationen. Die Streubreite ist allerdings bei einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,646$ sehr hoch. Die vom übergeordneten Austausch unbeeinflusste Parkbreeze ist bei den Untersuchungen in Dortmund nur dann aufgetreten, wenn die Windgeschwindigkeit $u \leq 0,6 \text{ m s}^{-1}$ war. Dennoch wurde bei Messungen bereits ein Mischtyp festgestellt, wenn $u = 0,3 \text{ m s}^{-1}$ betrug.

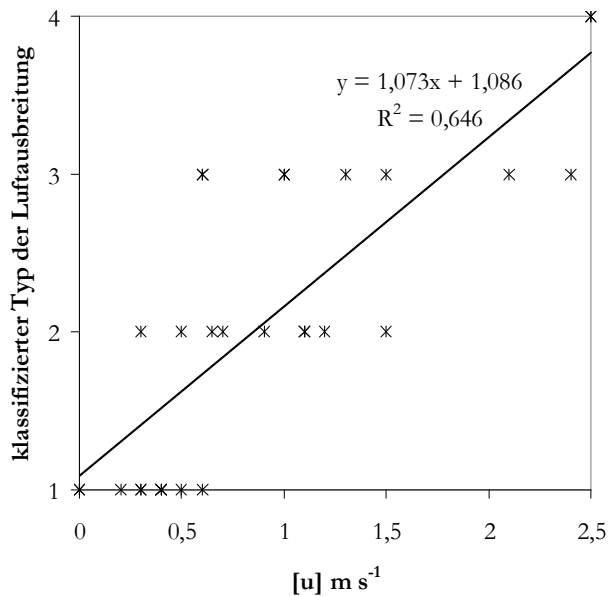


Abb. 57: Abhängigkeit des Luftausbreitungstyps (Tab. 25) vom 30-Min-Mittelwert der Windgeschwindigkeit in Überdachniveau (Station DMD, 30 m ü. Gr., ca. 15 m ü. Dach) auf Basis der 29 durchgeführten Sondermessungen.

Eine Analyse der Messdaten von der Station DMD als städtische Überdachstation ergab, dass bei 508 30-Minuten-Mittelwerten (Messzeitraum: 10.06.2003-09.06.2004) eine Windgeschwindigkeit von $u \leq 0,3 \text{ m s}^{-1}$ verzeichnet wurde. Diese Windruhe ist äußerst selten am Tage – und wenn dann nur in den Dämmerungsstunden – beobachtet worden. Der Auftritt aller Einzelwerte verteilt sich daher auf 103 Nächte im Messjahr. In 42 % dieser Nächte treten lediglich ein oder zwei entsprechende Werte auf. Diese 103 Nächte im Jahr gelten somit als Termine, an denen die Ausbildung der Parkbreeze als wahrscheinlich gilt. Dabei ist zu beachten, dass die Ausbildung der PCI die Grundvoraussetzung für die Parkbreeze darstellt. Da sich die PCI vom Boden der Grünfläche ausgehend entwickelt, bildet sich beim Auftritt einer PCI immer auch eine Inversion aus. Unter der Annahme dieser beiden Kriterien lässt sich die Bedeutung der Parkbreeze für das Westparkgebiet abschätzen. Unter Heranziehung einer Bodeninversion von $\gamma = 0,5 \text{ K/3,2 m}$ (bzw. 1 K/3,2 m) sind im Messzeitraum in 94 (63) Nächten beide Bedingungen gleichzeitig aufgetreten. In diesen Nächten war die Auftrittswahrscheinlichkeit der Parkbreeze besonders hoch.

Diese unerwartet hohen Zahlen zeigen, dass die Parkbreeze für die bebaute, häufig überwärmte Umgebung des Dortmunder Westparks eine nicht zu vernachlässigende mikroklimatische Erscheinung sein kann, die in 17 Prozent der Jahresnächte aufgetreten ist.

7.6 Analyse der lufthygienischen Verhältnisse im Westpark

Die vorangegangenen Abschnitte haben aufgezeigt, welches klimatische Potenzial von Grünflächen ausgehen kann. Die Wechselwirkungen zwischen Park und Umgebung können

aber auch von lufthygienischer Bedeutung sein. So kann sowohl die mögliche Filterung durch Deposition von gasförmigen, flüssigen und festen Spurenstoffen in der Grünfläche als auch die Einmischung von aus dem Park stammender Luft in die durch Emissionen belastete Umgebung eine Rolle spielen (Verdünnungseffekt).

Die im Westpark durchgeführten lufthygienischen Messungen geben stichprobenartig Auskunft über die Luftbelastung durch die in Abschn. 6.2.2 aufgeführten Spurenstoffe. Die Messungen wurden bei unterschiedlichen Wetterlagen durchgeführt: Dazu zählten einerseits die Strahlungswetterlagen in den Nächten 14./15.07.2003 und 07./08.08.2003 (windschwach), 08./09.06.2004 (mäßiger Wind) und 16./17.10.2003 (austauschreich). Andererseits wurden Messungen in den Nächten 27./28.08.2003 (teils wolkig, windschwach) und 15./16.04.2004 (teils wolkigen, schwach bis mäßig austauschreich) durchgeführt. Gleichzeitig sorgte diese Streuung für die Berücksichtigung jahreszeitlich bedingter, unterschiedlich langer Einstrahlungsdauer. An keinem der Messtermine wurden die potentiell ermittelbaren gesetzlichen Grenz- (TA Luft, BImSchV), allgemeinen Leit- bzw. Zielwerte (des LAI) oder Maximalen-Immissionskonzentrationswerte (VDI) bei den Messgrößen CO, NO, NO₂ und BTX überschritten. Hinsichtlich des Zielwerts zum Schutz der Vegetation (EU-Tochterrichtlinie 1999/30/EG) besteht mit Hilfe der erhobenen Daten keine klare Möglichkeit, die Wirkung der gemessenen Immissionskonzentrationen zu beurteilen, weil dieser Zielwert jahresbasiert ist ($30 \mu\text{g m}^{-3} \text{ a}^{-1} \text{ NO}_x$). Während der 24-stündigen Messkampagnen ist dieser oft überschritten worden. Nur für die Ozonkonzentrationen wurden an zwei Messterminen Schwellwertüberschreitungen festgestellt. Am 08./09.06.04 überstieg die Ozonkonzentration in der bodennahen Parkatmosphäre mit maximal $150 \mu\text{g m}^{-3}$ die maximale Immissionskonzentration auf Halbstundenbasis (MIK), wie auch den Zielwert der EU Richtlinie für das Jahr 2010 (Achtstundenmittel $> 120 \mu\text{g m}^{-3}$). An der Stadtstation DMD (zu deren geogr. Lage s. Abb. 12, S. 87) wurde außerdem die Informationsschwelle für die Bevölkerung ($180 \mu\text{g m}^{-3}$ auf Stundenwertbasis) an diesem Tag nicht eingehalten. Die Alarmschwelle ($240 \mu\text{g m}^{-3}$, Stundenbasis) der EU-Richtlinie wurde am 07.08.2003 nur knapp unterschritten (aufeinanderfolgende Halbstundenwerte von $234 \mu\text{g m}^{-3}$ und $238 \mu\text{g m}^{-3}$). Genauere Angaben über die Witterungsepisode können in weiteren Veröffentlichungen nachgelesen werden (z.B. Bruckmann et al. 2003).

Im Allgemeinen ist an allen Tagen der morgendliche Verkehrsspeak besonders gut für die Spurenstoffe CO, NO_x und CO₂ (primär vegetationsbedingt) auszumachen. Diese Konzentrationsmaxima sind besonders auf die zum Messzeitpunkt herrschende stabile atmosphärische Schichtung (Bodeninversion), aber auch auf Emissionsspitzen im Berufsverkehr zurückzuführen. Auffällig bei Auswertung der genannten Messzeiträume ist die nach Sonnenuntergang häufig zunehmende NO₂-Konzentration an allen Stationen in der Stadt (DMD, Verkehrsstandort VDOR, Westpark), auf die im Folgenden auch eingegangen werden soll.

Zur Erläuterung wird an dieser Stelle die Fallstudie vom 07. auf den 08.08.2003 genauer dargestellt. Zum Standort des mobilen Messlabors sei noch einmal auf Karte 2 (S. 92) verwiesen. Wie Abb. 58 zeigt, bildet sich am Messtermin bereits während der frühen Nachmittagsstunden im Park eine deutliche Bodeninversion aus. Gleichzeitig entwickelt sich aufgrund der unterschiedlichen Abkühlungsgeschwindigkeiten im Baukörperklimatop (hier: Station ME) und in der Grünfläche eine deutliche PCI ($\Delta t_{\max} = 3,3 \text{ K}$) in den Abend-, Nacht- und Morgenstunden. Nach Sonnenuntergang führt der Stadtklimaeffekt außerdem zu einer Intensität der UHI von maximal 5,7 K. Die starke Inversion zeigt, wie stabil die Atmosphäre während der Nachtstunden geschichtet ist, die somit den vertikalen Austausch stark behindert.

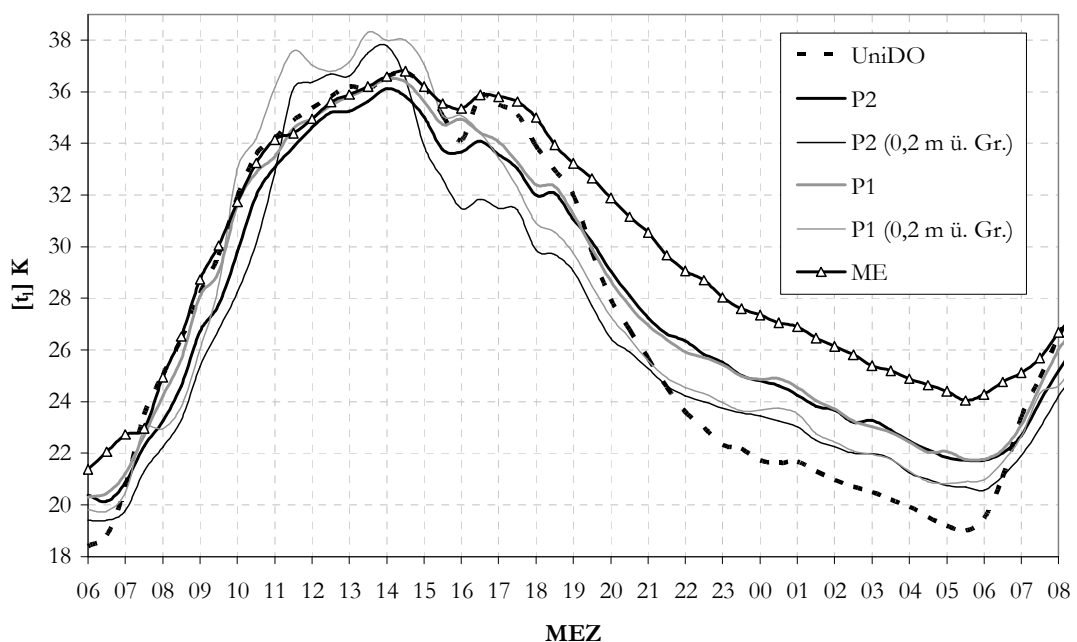


Abb. 58: Tagesgang der Lufttemperaturen am 07./08.08.2003 an ausgewählten Stationen in 3,5 m ü. Gr. bzw. 2 m ü. Gr. (UniDO) auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Die zusätzlich dargestellten bodennahen Lufttemperaturen verdeutlichen die Inversionsstärke (pro 3,3 m) im Park.

Der horizontale Austausch ist auf Höhe der Baumkronen im Park den ganzen Tag über stark herabgesetzt (vgl. Abb. 59) und liegt mit Ausnahme des 01:00-Uhr-Wertes in der Nacht nie über $0,4 \text{ m s}^{-1}$. Die Windgeschwindigkeit im unbeeinflussten Überdachniveau zeigt dagegen einen klaren Tagesgang und geht in den Nachtstunden bis auf $0,1 \text{ m s}^{-1}$ zurück. Durch die kanalisierende Wirkung der Baumkronen wird in diesem Fall am Tage ein Nordwind, in der Nacht dagegen eine Südströmung im Park registriert. Diese eindeutige N-S Kanalisierung tritt bei allen Windgeschwindigkeiten – auch an den anderen Messterminen – auf. Allerdings ist auch an der kaum beeinflussten Station DMD dieser abendliche Windsprung zu verzeichnen. Im Laufe der Nacht werden dort südwestliche, zwischendurch auch nordwestliche Strömungen registriert.

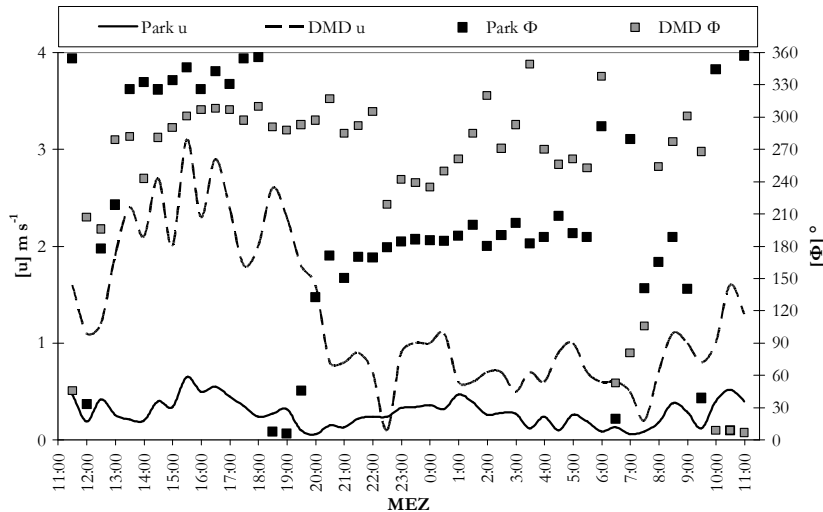


Abb. 59: Verlauf der Windgeschwindigkeit (u) und Windrichtung (Φ) am 07./08.08.2003 im Westpark (10 m ü. Gr., Ultraschallanemometer) und an der nächsten Wind messenden Station des LUA NRW (Station DMD: 30 m ü. Gr., ca. 15 m ü. Dachniveau; Kalmengrenze $< 1 \text{ m s}^{-1}$) auf Basis der 30-Min-Mittelwerte.

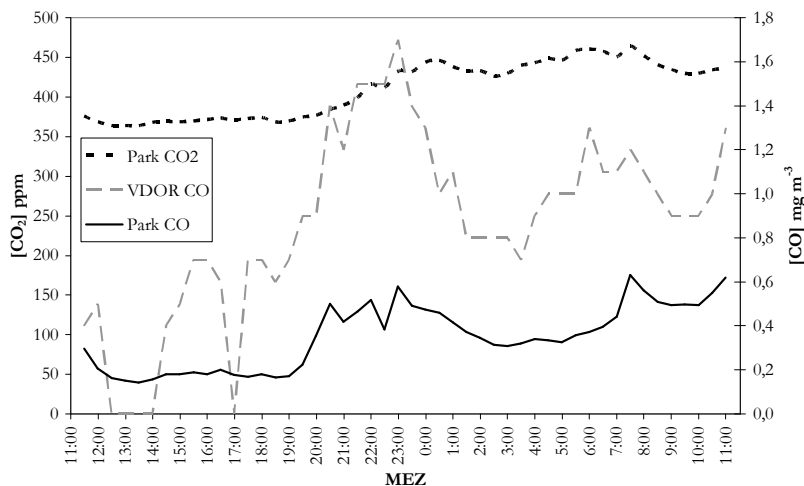


Abb. 60: Tagesgang von CO am Verkehrsstandort VDOR (Dortmunder Innenstadttring, Nähe Hbf; Nachweisgrenze $\leq 0,4 \mu\text{g m}^{-3}$) und CO sowie CO₂ im Westpark am 07./08.08.2003.

Die Windgeschwindigkeitsabnahme und Winddrehung führen an der Verkehrs- und Parkmessstelle zur Erhöhung der CO-Konzentrationen. Außerdem ist die atmosphärische Stabilität, also auch die Temperaturschichtung ausschlaggebend. Im weiteren Nachtverlauf gehen die CO-Konzentrationen an Station DMD zunächst wieder auf $0,8 \text{ mg m}^{-3}$ zurück, bis sie zum morgendlichen verkehrs- und stabilitätsbedingten Spitzenwert wieder ansteigen. Letzterer ist, wie auch der gesamte Nachtverlauf in der Grünfläche, ebenso gut auszumachen, liegt aber mit etwa $0,6 \text{ mg m}^{-3}$ fast an der Nachweisgrenze einiger Geräte. Für eine stark-stabile Atmosphäre sprechen auch die relativ hohen nächtlichen CO₂-Konzentrationen in der Grünfläche. Der Tagesgang ist bei diesem Spurenstoff typisch für einen urbanen Park während der herrschenden Wetterlage (vgl. dazu z.B. HENNINGER 2005).

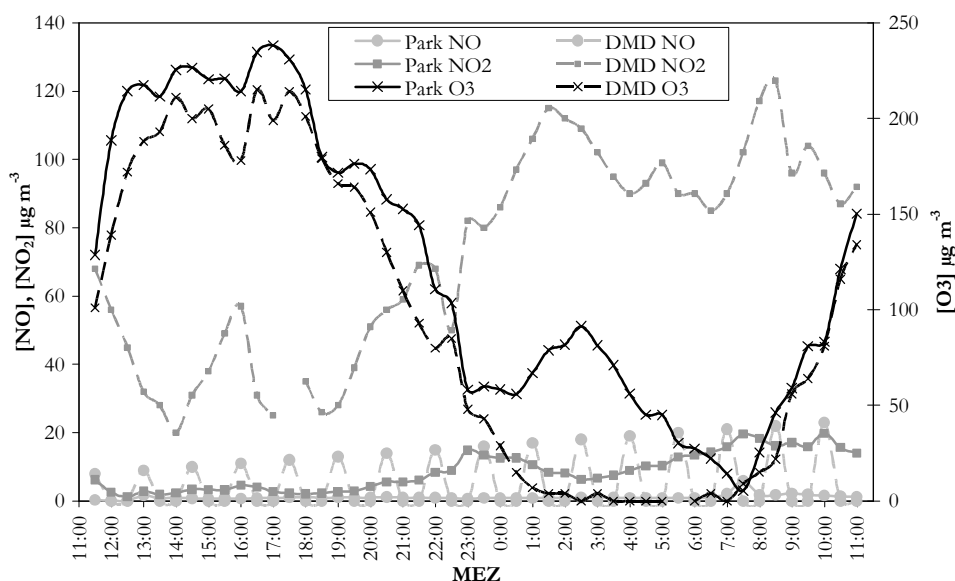


Abb. 61: Tagesgang von NO, NO₂ und O₃ am Stadtstandort DMD und in der Grünfläche am 07./08.08.2003, dargestellt als 30-Min-Mittelwerte.

Während die NO-Konzentration im Park keine Rolle spielt und im Laufe des Messzeitraums die Nachweisgrenze für NO an der Station DMD immer wieder unterschritten wird, zeigt sich für NO₂ ein ähnlicher Tagesgang wie für CO (vgl. auch Abb. 61). Tagsüber liegen die NO₂-Konzentrationen im Park bei lediglich 3 µg m⁻³. Die Tendenz ihres Verlaufs ist ab den Abendstunden ähnlich wie an der Station DMD, die Konzentrationen liegen allerdings auf einem wesentlich niedrigeren Niveau. An letztgenannter steigt die Immissionskonzentration von 26 µg m⁻³ (19 h) auf 115 µg m⁻³ (1:30 h) an und nimmt im Laufe der Nacht nur langsam wieder ab. Mit dem morgendlichen Verkehrsspeak und der zunehmenden temperaturbedingten Reaktivität des NO₂ kommt es gegen 07:00 h zu einem erneuten kurzzeitigen Anstieg. Die Einmischung von Luftmassen, die oberhalb der stabilen Grenzschicht lagerten, trägt zum vormittäglichen abrupten Anstieg des Ozongehalts der Luft und zum parallelen Rückgang des NO₂ bei.

Der nicht typische Tagesgang, der in veränderter Form auch an den anderen Messterminen beobachtet wurde, lässt sich mit dem Einfluss der Windverhältnisse über dem Dachniveau erklären. Zwischen 23 h und 0:30 nimmt die Windgeschwindigkeit zu und dreht auf Richtungen um WSW. Dies hat den Anstieg des NO₂ im Park sowie die dortige Stagnation beim Ozonabbau zur Folge. Im Zeitraum von 01 h bis 04 h geht die Windgeschwindigkeit wieder zurück, während die Windrichtung gleichzeitig auf nordwestliche Richtungen dreht. In der westsüdwestlich der Innenstadt gelegenen Grünfläche hat dies offenbar die Advektion noch O₃-reicher Luftmassen aus dem Stadtgebiet zur Folge. Am nördlich der Innenstadt gelegenen Standort DMD werden dagegen keine ozonhaltigen Luftmassen zum Messgerät advehiert, was von der Flächennutzung des Gebiets im Luv der Messstelle abhängt. Zwischen

04 h und 05 h wird wiederum eine leichte Geschwindigkeitszunahme mit Drehung auf Richtungen aus W bis WSW verzeichnet, die den Ozonabbau im Park, wie bereits in der ersten Nachthälfte, verlangsamen. Mit den einsetzenden Verkehrsströmen und der noch vorherrschenden stabilen Atmosphäre sinkt als Konsequenz daraus die Ozonkonzentration im Park auf ihr Minimum und die Stickstoffdioxidkonzentration steigt auf ihr Maximum.

Die Abhängigkeit der Ozonkonzentration von der UV-Strahlungsflussdichte und dem NO_2/NO -Verhältnis zum Messzeitpunkt wird in Abb. 62 verdeutlicht: Beim bewölkungsbedingten, kurzzeitigen Rückgang der UV-Strahlungsintensität (16-Uhr-Wert) ist am Nachmittag des 07.08.2003 deren positiv korrelierter Einfluss auf den Rückgang der Ozonkonzentration ablesbar. Das Ozonbildungs-gleichgewicht verschiebt sich hier nur kurzfristig in Richtung NO_2 -Konzentration, die Höhe von O_x (näheres dazu in: Möller 2003) bleibt aber aufrechterhalten. Im Laufe der Nacht zeigt sich nach dem Ozonabbau die Einstellung eines Gleichgewichts zwischen Ozonabbau und NO_2/NO -Verhältnis (bestimmt in diesem Falle durch Stickstoffdioxid). Die Abnahme der Windgeschwindigkeit in Verbindung mit der, vorher kurzzeitig zurückgegangenen, nun wieder zunehmenden Stabilität und damit auch eventuellen Abwärtsbewegung von verbleibenden Ozonmengen und der offenbaren Advektion ozonreicherer Luftmassen führt zu dem sekundären nächtlichen Ozonpeak. Eine kurzzeitige Einmischung aus oberhalb lagernden, ozonreicheren Luftschichten muss ausgeschlossen werden, da – auch bei Heranziehen der 1-Min-Mittelwert-Rohdaten – keine weiteren Anzeichen für diesen *breakdown of stability* (vgl. Abschn. 6.2.2) gefunden wurden.

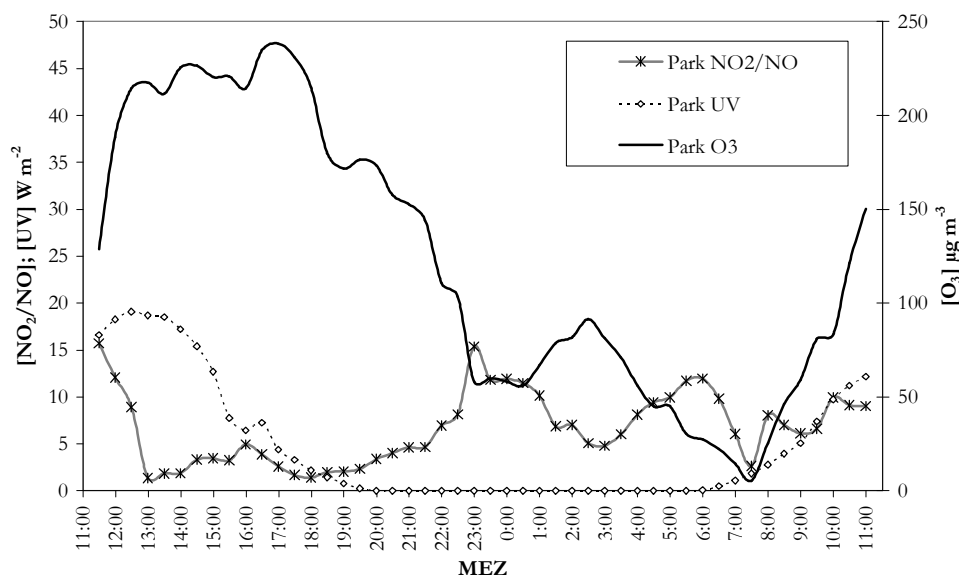


Abb. 62: Tagesgang des NO_2/NO -Verhältnisses, der Ozonkonzentration und UV-Strahlungsflussdichte im Westpark am 07./08.08.2003, dargestellt als 30-Min-Mittelwerte.

Die Advektion von unterschiedlich belasteten Luftmassen erklärt auch den nächtlichen Verlauf der CO-Spurenstoffkonzentrationen.

Da am 07.08.2003 aufgrund technischer Schwierigkeiten die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol (B), Toluol (T) und Xylol (X) nicht erfasst wurden, soll an dieser Stelle auf den 15./16.04.2004 verwiesen werden (Abb. 63). Insgesamt sind die Konzentrationen sehr gering und überschreiten keinen Richt- oder Grenzwert. Für Toluol könnte eine gewisse Abnahme der Konzentration mit der Windgeschwindigkeit ausgemacht werden, was für einen Ferntransport, beispielsweise aus industriellen Quellen, spräche. Aufgrund von fahrzeuggestützten Messfahrten in der Nacht kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Emissionen des Fahrzeugs insbesondere die Benzolkonzentrationen zu drei Terminen positiv beeinflusst haben (22-23 h; 00-01 h; 01-02 h). Dennoch sind keine besonders hohen Aromatenkonzentrationen innerhalb der Parkanlage festzustellen. Gerade für die auch am 16.04.2004 durch Stabilität geprägte Zeitspanne am frühen Morgen, in der durch erhöhte Kfz-Emissionen verstärkt Spurenstoffe freigesetzt werden, sind keine Spitzenkonzentrationen im Westpark zu beobachten. Ganz im Gegenteil zeigen sich sogar besonders niedrige Konzentrationen z.B. in der Periode von 07-08 h, wenn in Überdachniveau fast gar keine Luftbewegung registriert wird.

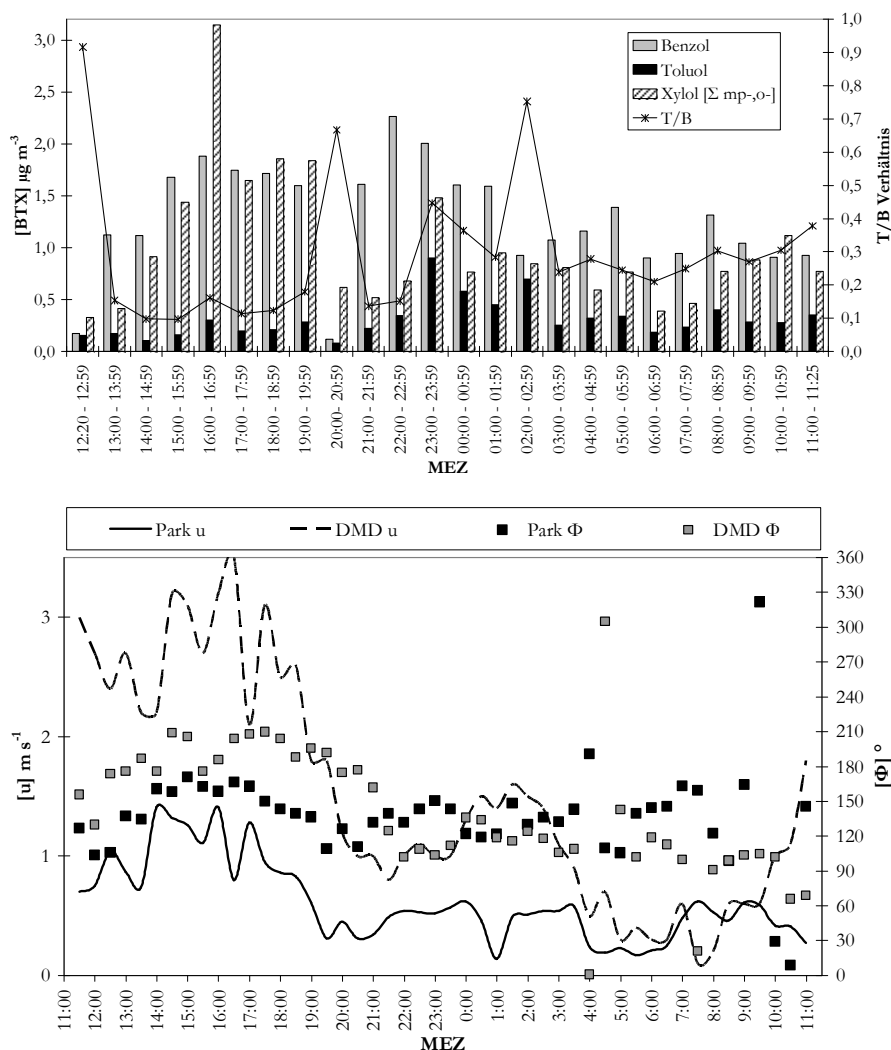


Abb. 63: Tagesgang von Benzol, Toluol, den summierten mp- und o-Xylole im Westpark, Toluol-Benzol-Verhältnis (oben), sowie der Windrichtung und -geschwindigkeit im Park (10 m ü. Gr.) und an der Station DMD (30 m ü. Gr.) (unten) am 15./16.04.2003, dargestellt als 1-h-Mittelwerte bzw. 30-Min-Mittelwerte.

Unter diesen Voraussetzungen ist der Westpark – ähnlich wie andere darauf untersuchte Parks (vgl. Abschn. 3.2.6.6) – offenbar eine Aromatensenke, auch wenn diese Aussage mit Vorbehalt aufgrund der fehlenden Vergleichsmessung in den Straßen zu tätigen ist.

Nach MÖLLER (2003, S. 265) lassen sich beispielsweise anhand typischer Trockendepositionsgeschwindigkeiten Abschätzungen vornehmen, wie effektiv eine nicht zur städtischen Emission beitragende Stadtparkanlage darüber hinaus für die Luftqualität ist. MÖLLER (2003) legt außerdem dar, dass im Gegensatz zu Siedlungen erhöhte Depositionsgeschwindigkeiten in Grünland und Wald (also auch in Parkanlagen) zu beobachten sind, weil die Depositionswiderstände geringer sind. Bei SO_2 verursacht dieser Einfluss der Depositionswiderstände eine durchschnittliche Erhöhung der Trockendepositionsgeschwindigkeit um über das fünffache. Allerdings hängt der

Depositionsfluss nach Gl. 21 auch von der Windgeschwindigkeit ab, die im Westpark im Gegensatz zu den Straßenschluchten herabgesetzt ist. Die typische Trockendepositionsflussdichte für den Westpark kann nach Tab. 26 geschätzt werden. Bei der entsprechenden mittleren Spurenstoffkonzentration am 07./08.08.2004 und der außerdem aufgeführten Trockendepositionsgeschwindigkeit für die einzelnen Spurenstoffe ergeben sich die aufgeführten durchschnittlichen Mengen.

Tab. 26: Mittlere Spurenstoffkonzentration (k) am 07./08.08.2003, typische Trockendepositionsgeschwindigkeit verschiedener Gase (vd) und die daraus berechnete Depositionsflussdichte (F) bzw. die Gesamt-Depositionsflussdichte (FA) für den ca. 10 ha großen Westpark. Zusätzlich ist die Depositionsflussdichte für je m² und 24 h (F₂₄) angegeben. (nach eigenen Erhebungen und MÖLLER (2003))

Spurenstoff	[k] mg m ⁻³	[vd] m s ⁻¹	[F] mg m ⁻² s ⁻¹	[F _A] mg 10 ⁻⁵ m ⁻² s ⁻¹	[F ₂₄] mg m ⁻² (24 h) ⁻¹
NO	0,00143	0,000190	0,0000003	0,0272	0,023
NO ₂	0,00862	0,000200	0,0001723	17,2	14,9
CO	0,34971	0,000190	0,007	664,4	574,1
O ₃	0,12234	0,006000	0,073	7340,2	6341,9

Da die Depositionsrate je nach Pflanzenbestand und Windgeschwindigkeit eine hohe Schwankungsbreite aufweist, ist bei der Interpretation der Angaben Vorsicht geboten. Wichtige Ergebnisse sind vor allem die Konzentrationsminderungen der Stickoxide und des Kohlenmonoxids als Ozonvorläufersubstanzen, wenngleich, kurzfristig betrachtet, sich durch diesen Effekt die Ozonkonzentrationen im Park erhöhen können. Über die 24 h des Messtermins konnten durch den Park z.B. 0,57 g CO gebunden werden. Neben den primären Schadwirkungen von CO, kann dieses auch in geringem Ausmaß an der Bildung des Reizgases Ozon teilnehmen. Die Depositionsraten für Ozon sind dagegen nicht einfach zu beurteilen, da durch die Parkvegetation zeitgleich zur Deposition die Emission von BVOC erfolgt. Daher war es an dieser Stelle – aufgrund zu vieler unbekannter Variablen (BVOC-Emissionsraten der Westparkvegetation, mögliche Deposition an der Vegetation) – nicht möglich, eine Ozonbilanz aufzustellen, die die an der Pflanze deponierte Menge von Ozon der Erhöhung der Ozonkonzentration durch BVOC gegenüberstellt.

Mit einem anderen Ansatz lassen sich Aussagen darüber tätigen, ob die Luftmassen bei Durchströmung der Grünfläche durchschnittlich gefiltert werden. Dazu ist am Beispieltag 07./08.08.2003 zunächst die Windrichtungshäufigkeit auf 10 m ü. Gr. im Park zu betrachten (Abb. 64). Wie schon oben erwähnt, ist die Windrichtung fast die ganze Zeit über im N-S-Verlauf kanalisiert. Der Standort im NE des Westparks hat für Luftmassen, die aus nordwestlichen Richtungen stammen, einen relativ kurzen Windweg über die Vegetation der Grünfläche zur Konsequenz. Bei Klassifizierungen der Windrichtungen in nur zwei Sektoren

(Abgrenzungsdaten in Tab. 27) lassen sich so Strömungen, die einen langen Weg durch die Grünfläche zurücklegen, von denen unterscheiden, die einen kürzeren Weg durch den Park haben.

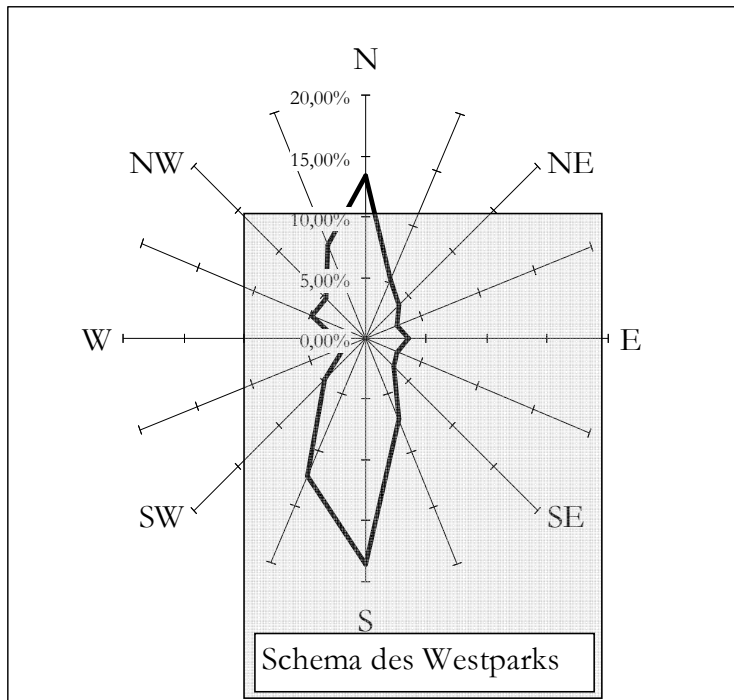


Abb. 64: Windrichtungshäufigkeit innerhalb des Westparks am 07./08.08.2003 auf Basis der 1-Min-Mittelwerte (Rohdaten). Eine Kalmengrenze brauchte für das Ultraschallanemometer nicht definiert zu werden. Das graue Rechteck soll den Westpark andeuten, der Mittelpunkt der Windrose stellt den Standort des Messlabors im NE des Parks dar.

Dass der Konzentrationsverlauf der Spurenstoffe im Park nicht losgelöst von jenem in der Stadt ist, wird beispielhaft in Abb. 65 durch die Korrelationen der CO-Werte bzw. der NO₂-Werte an beiden Standorten dargestellt. Bei Bestimmtheitsmaßen von $r^2 = 0,62$ bzw. $r^2 = 0,72$ zeigt sich eine gute Abhängigkeit, die am besten durch einen potenziellen Verlauf der Kurven wiedergegeben werden kann. Die Streuung der Einzelwerte um die Kurve ist bei beiden Spurenstoffen gleichmäßig verteilt, so dass davon ausgegangen werden kann, dass diese z.B. mikroskalige Effekte verursachen, der Tagesgang an den Stationen aber, wie oben schon dargestellt, einen recht homogenen Verlauf hat.

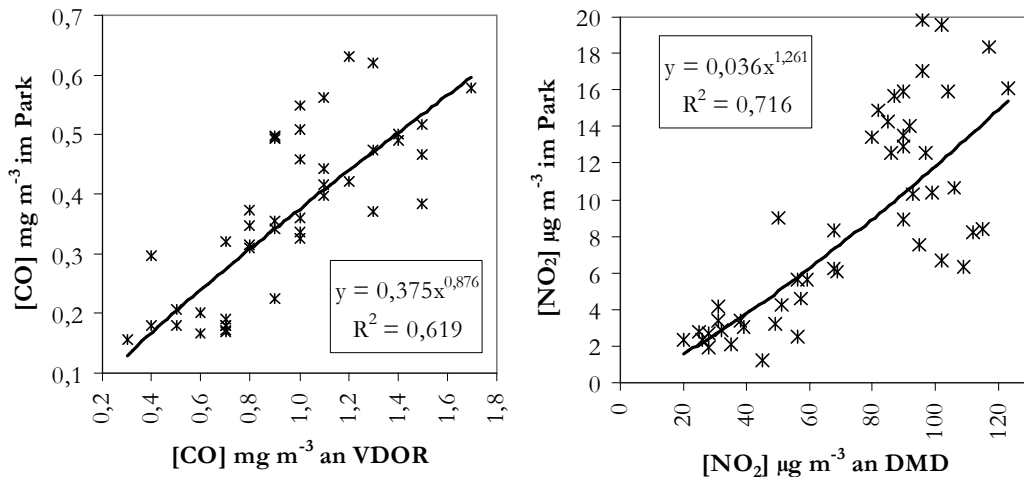


Abb. 65: Abhängigkeit der Spurenstoffkonzentration im Westpark von der an den Stadtstationen VDOR bzw. DMD am Beispiel von CO und NO₂. Die Darstellung beruht auf den 30-Min-Mittelwerten des Messtermins 07./08.08.2003.

Unter der Annahme, dass die Spurenstoffkonzentrationen zwischen der direkten Parkumgebung und der Vergleichsstation, wie auch zwischen Park und städtischer Vergleichsstation, ähnlich korrelieren⁵⁶, lässt sich Folgendes für die Luftmassen, die im Park gemessen werden konstatieren (s. Tab. 27): Die mit dem Hintergrundwert (Messwert der Station DMD bzw. VDOR) normierten Spurenstoffkonzentrationen von CO, NO und NO₂ sind geringer, wenn die Luftmassen vorher die Grünfläche durchströmt haben (Südsektor). Die ermittelten Depositionsflussdichten bestätigen diese Aussage.

Tab. 27: Mit dem jeweiligen Messwert an der Station DMD bzw. VDOR (für CO) normierte Spurenstoffkonzentration (dimensionslos) in Abhängigkeit der Herkunft der Luftmasse auf Basis der 30-Min-Mittelwerte. Dem Südsektor sind alle Windrichtungen $\Phi > 45^\circ \leq 225^\circ$ zugeordnet, dem Nordsektor entsprechend die übrigen (vgl. Abb. 64).

Spurenstoff	normierte Konzentration		Grundgesamtheit	
	Nordsektor	Südsektor	Nordsektor	Südsektor
CO	0,397	0,391	19	25
NO	0,094	0,092	7	9
NO ₂	0,117	0,113	20	27
O ₃	1,363	4,533	19	21

Kritisch zu beurteilen sind die festgestellten Differenzen deshalb, weil sie sich erst auf der dritten Nachkommastelle voneinander unterscheiden. Bei einer gemessenen Konzentration von NO₂=200 µg m⁻³ im Stadtkörper ergäbe sich durch den längeren Grünflächendurchflussweg bei südwestlicher Strömung lediglich eine um 0,8 µg m⁻³ geringere

⁵⁶ Die Benutzung der 30-Min-Mittelwerte als Datengrundlage bedingt durch den langen Integrationszeitraum, dass die kurzzeitige Advektion von höher belasteter Luft in nur einem Teil der Stadt sich nicht in den geglätteten Mittelwerten zeigt.

NO₂-Konzentration an der Parkmessstelle, als wenn die Anströmung aus dem Nordwestsektor erfolgt wäre.

Dass die Zusammensetzung der Luftmassen davon abhängig ist, ob sie den Park durchströmen oder nicht, wird am besten deutlich bei Betrachtung der normierten Ozonkonzentrationen. Die am Tage besonders reaktive Sauerstoffverbindung ist, den Ergebnissen nach zu urteilen, etwa viermal höher nach Durchströmen der Grünfläche als bei Herkunft aus dem Stadtkörper. Erklärbar ist dies durch die geringere Konzentration von Stickoxiden und weiteren Reaktionspartnern (vor allem AVOC) in der Grünfläche. Durch eventuelle Windruhe und Reaktivität am Messort ist diese Aussage jedoch mit Vorsicht zu genießen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Konzentrationen der Spurenstoffe, mit Ausnahme des Ozons, in der Grünfläche zwar geringer als in der Stadt sind, jedoch keine intensive Filterwirkung ermittelt werden konnte. Eine Reduktion der Spurenstoffkonzentrationen lässt sich nachweisen, wenn diese auch nicht ein besonders großes Ausmaß annimmt.

7.7 Human-biometeorologisch bewertete thermische Verhältnisse in Park und Umgebung

Im Sommer 2004 wurden an sechs unterschiedlichen Standorten Messungen durchgeführt (vgl. Karte 7, S. 125; Karte 4, S. 95), die zur Berechnung der Behaglichkeitsmaße PMV und PET benötigt werden (vgl. Abschn. 6.2.3). Die in diesem Abschnitt dargestellten Messtermine sind der 08.08.2004 und der 09.08.2004. Da die größte thermische Belastung für einen Organismus in den Tagstunden durch den Energieinput der solaren Strahlung auftritt, wurden die Messungen auf die Zeit zwischen frühem Morgen und frühen Nachtstunden beschränkt.

Die beiden Messtage repräsentieren eine typische sommerliche Witterungsperiode mit zu beobachtender extremer Wärmebelastung. Am 09.08.2004 wechseln sich dabei aber auch Wolkenlosigkeit und vereinzelte konvektionsbedingte Bewölkung ab.

Der Tagesgang der Richardsonzahlen zeigt in der Nacht vom 07. auf den 08.08.2004 sehr stabile Verhältnisse für die Parkanlage, die sich mit Sonnenaufgang auflösen. Es handelt sich nach der in Abschn. 7.3.2 erläuterten Definition um einen idealen Strahlungstag, an dem bis zum Abend keine Bewölkung auftrat. Bis in den späten Vormittag herrscht zunächst Neutralität vor (vgl. Abb. 66). Vom Erreichen des Einstrahlungsmaximums bis zum späten Nachmittag bildet sich eine labile Atmosphäre im Park aus. In den folgenden Abend- und Nachtstunden sind lediglich neutrale Verhältnisse zu beobachten, was auf die von einzelnen nächtlichen Wolkenfeldern verminderte Ausstrahlung zurückführbar ist. Fast ohne

Unterbrechung ist sowohl am 08. als auch am 09.08.2004 in der Straßenschlucht eine labile Schichtung, zurückzuführen auf die hohen Lufttemperaturen in Bodennähe, zu beobachten. Die Nacht 08./09.08.2004 ist durch einzelne Wolkenfelder geprägt. Dies erklärt den moderaten und selten den Grenzwert von $Ri \geq 0,25$ überschreitenden Verlauf der Gradient-Richardsonzahl der Parkatmosphäre. Der nächste Vormittag ist zunächst wolkenlos, das Verhalten von Ri wie am Vortag. Mit aufziehender Bewölkung am Mittag stellten sich rasch neutrale Verhältnisse ein, die sich bis in die Nacht hindurch fortsetzen.

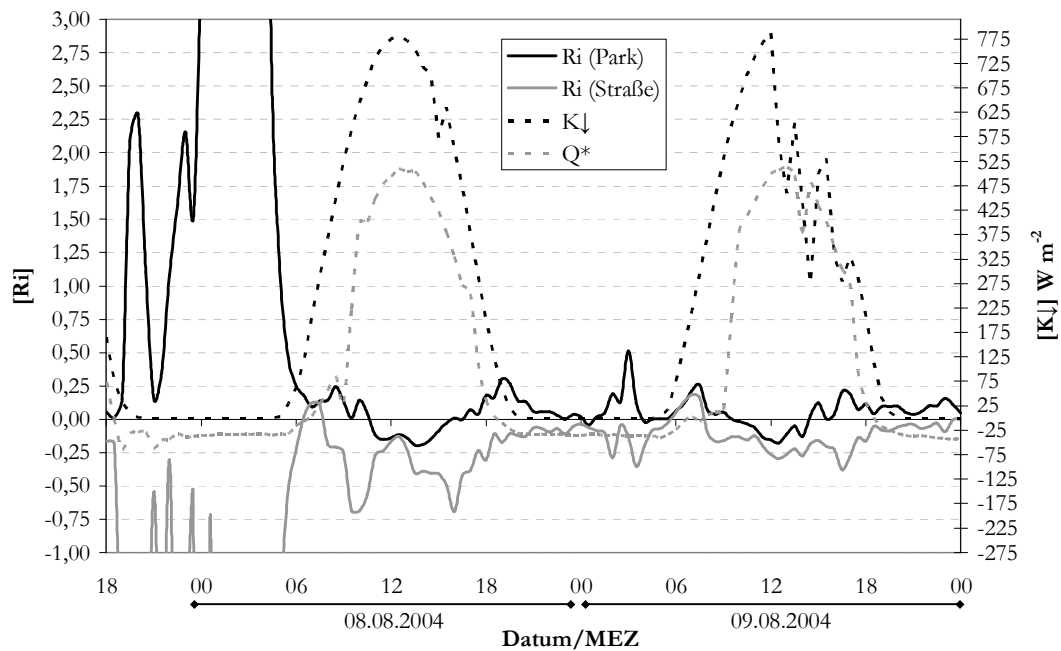


Abb. 66: Tagesgang der Richardsonzahl $[Ri]$ und der Globalstrahlung $[K_{\downarrow}]$ im Zeitraum 07.08.2004, 18 h MEZ bis 10.08.2004 00:00 h MEZ. Die Berechnung von Ri wurde für die Straßenschluchtatmosphäre $[Ri \text{ (Straße)}]$ und für die Parkatmosphäre $[Ri \text{ (Park)}]$ durchgeführt (vgl. Abschn. 7.3.2).

Die Tagesgänge von PET und PMV gleichen sich sowohl in ihrem Verlauf als auch hinsichtlich ihrer Bewertung für alle sechs Stationen an beiden hier dargestellten Untersuchungstagen (vgl. Abb. 67, Abb. 69). Zur besseren allgemeinen Verständlichkeit werden an dieser Stelle die PET-Werte zur Interpretation herangezogen. Der Vergleich mit Ergebnissen aus einer Simulation mit ENVI-met ist jedoch lediglich für den PMV möglich, so dass beide grafischen Darstellungen eine hohe Aussagekraft besitzen.

Auffällig ist die extreme Wärmebelastung auf der offenen Wiese des Parks (HB-G) und am Standort der südexponierten, stark versiegelten und breiten E-W verlaufenden Straßenschlucht (HB-N) ab dem frühen Vormittag des 08.08.04. Ausschlaggebend dafür ist die bis zu 30 °C höhere mittlere Strahlungstemperatur (t_{mrt}) bei ganztägigem direktem kurzwelligem Strahlungsgenuss (vgl. Abb. 68). Für den Mittagstermin (ca. 13 h) ist dieser Mechanismus in der N-S verlaufenden Straßenschlucht (HB_N-S) wegen der im Süden stehenden Sonne auch, aber nur kurzzeitig zu beobachten. Die Wärmebelastung wird durch

eine niedrigere Windgeschwindigkeit in der Parkanlage gegenüber den östlich des Parks gelegenen Messstellen verstärkt. Auch unter den Baumkronen ist die t_{mrt} im Tagesverlauf teilweise höher, als in den durch Häuser vollbeschatteten Straßenmesspunkten ($\text{PET} = 36^\circ\text{C}$). So ist dort die starke Wärmebelastung um 14 h zu erklären, obwohl an dieser Stelle ganztägig die niedrigsten Lufttemperaturen und höchsten aktuellen Dampfdrücke gemessen wurden, die gegen eine hohe Belastung sprechen. Darüber hinaus wird dort die Ausbildung von belastenden Verhältnissen durch im Vergleich relativ niedrige Windgeschwindigkeiten bis zum frühen Nachmittag begünstigt. Mit Anstieg letzterer und der im Vergleich niedrigsten mittleren Strahlungstemperatur treten im weiteren Tagesverlauf unterhalb der Baumkronen am schnellsten wieder warme bzw. leicht warme Bedingungen ein. Eine durch Materialeigenschaften und Verdunstung bedingte effektive Abkühlung führt auch am nicht-beschatteten Parkmesspunkt HB-G zu einer raschen Entlastung in den Abendstunden. Sehr gut zu erkennen ist der dominante Einfluss der mittleren Strahlungstemperatur auf die PET am nordexponierten Messpunkt HB-S. Trotz variierendem Tagesgang bei den Größen e und u sowie einer durchgängig zwischen den Werten von HB-B und HB-G verlaufenden Lufttemperatur nimmt der PET-Wert im Tagesverlauf fast linear zu. Diese Linearität ist genauso bei der T_{mrt} zu beobachten. Da direkte Solarstrahlung erst in den späten Nachmittagsstunden auf die Messgeräte am Standort HB-S traf, wird mit diesem Verlauf in der ersten Tageshälfte auch zunächst die Zunahme der langwelligen und der indirekten kurzwelligen Strahlungsflussdichten am Tage deutlich.

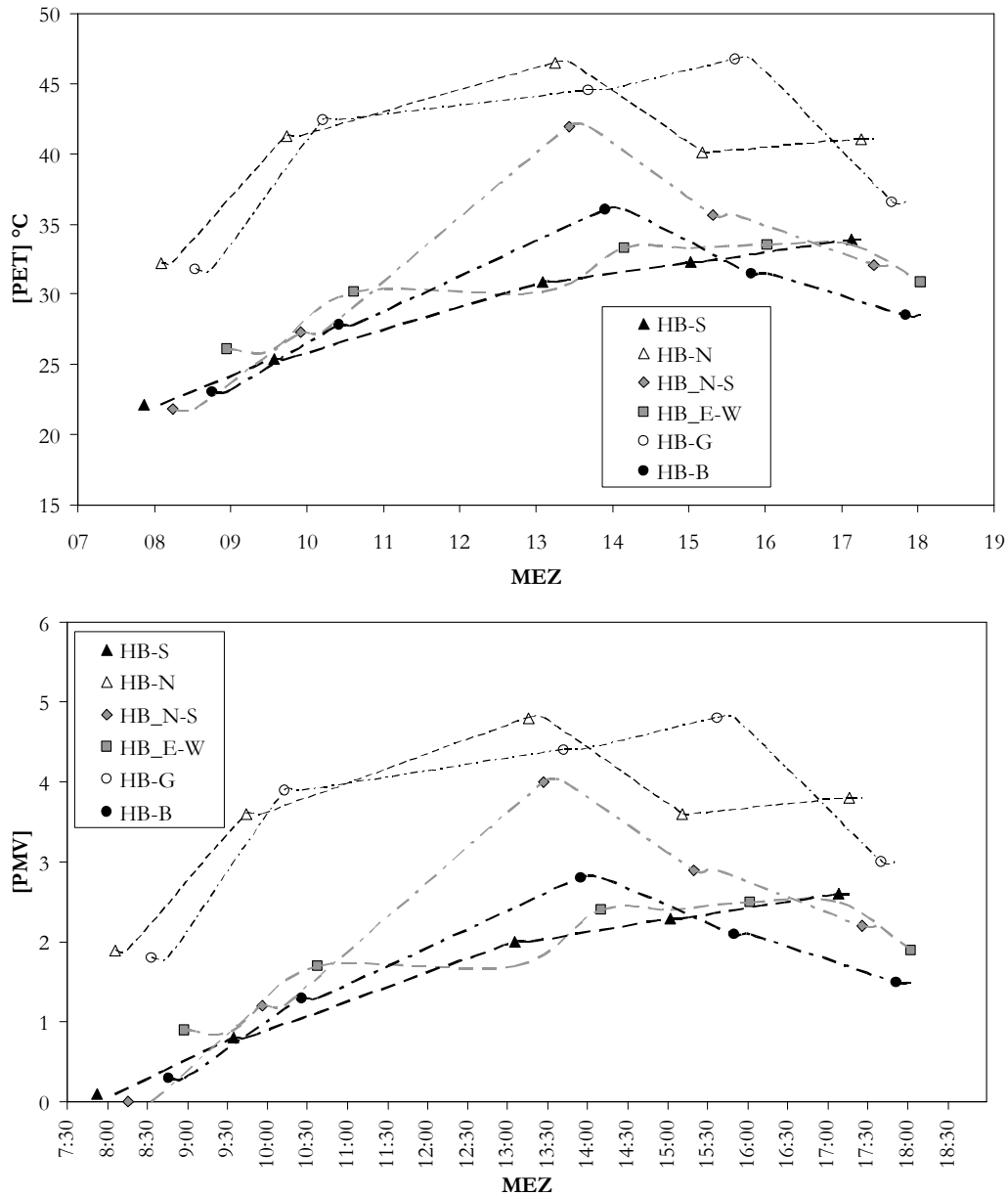


Abb. 67: Tagesgang der PET und des PMV am 08.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark (vgl. Karte 7). Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text und Abschn. 6.2.3, S. 124. Die Standorte befinden sich innerhalb einer rel. breiten E-W verlaufenden Straßenschlucht an deren Nord- (HB-N) und Südseite (HB-S), auf der Ostseite einer schmaleren N-S verlaufenden Straßenschlucht (HB_N-S) sowie in der Mitte einer schmaleren E-W verlaufenden Straßenschlucht (HB_E-W). Im Westpark liegt ein Messpunkt auf einem offenen Wiesenabschnitt (HB-G) und der andere unterhalb von dichten Laubbaumkronen (HB-B).

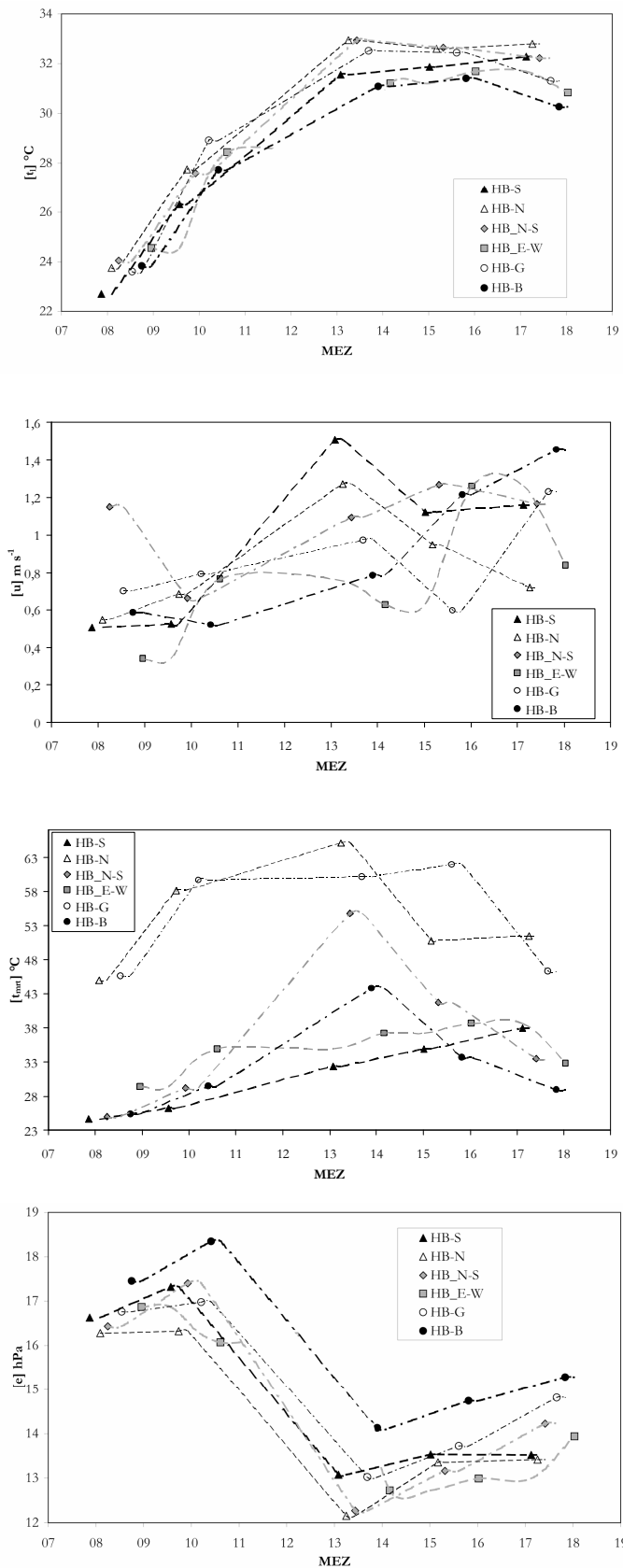


Abb. 68: Tagesgang der Lufttemperatur (t_l), der Windgeschwindigkeit (u), der mittleren Strahlungstemperatur (t_{mrt}) und des aktuellen Dampfdrucks (e) am 08.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark. Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text, Karte 7, S. 125; Tab. 13, S. 126; Abschn. 6.2.3, S. 124 und Abb. 67.

Am 09.08.2004 ist zunächst ein im Vergleich zum Vortag sehr ähnlicher Verlauf der PET an den sechs Stationen zu beobachten. Eine starke bis extreme Wärmebelastung wird auf der Grasfläche im Park und an der südexponierten Straße bereits am Vormittag erreicht (vgl. Abb. 69). Anders als am Vortag wird die Belastung in der Mitte der E-W verlaufenden Straße im Westen des Parks (HB_E-W) gegen 9:30 h erfasst. Zu diesem Zeitpunkt genießt die Straße eine direkte Besonnung, was sich folglich in sehr hohen Werten von T_{mrt} und PET ausdrückt (vgl. Abb. 70). Zu den Morgen- und Vormittagsmessterminen am Vortag stellte sich die beschriebene Situation in der engen Straßenschlucht nicht ein, obwohl die Messwerte in der Straßenmitte erfasst wurden. Es zeigt sich also, dass die punktuell erfassenden Messungen die Bedingungen in heterogener Umgebung nur unzureichend genau wiedergeben. Die Windgeschwindigkeiten zeigen auch am 09.08.04 keine typischen interstationären Unterschiede. Nur die Windgeschwindigkeiten unter den dichten Laubbäumen des Parks bleiben ganztägig hinter den übrigen zurück. Das Maximum wird typischerweise überall in den Mittagsstunden erreicht.

Am Nachmittag zog konvektionsbedingt Bewölkung auf, die sich in den Abendstunden wieder auflöste (vgl. Abb. 66, S. 210). Dies wirkt sich auf die Lufttemperaturen, bezogen sowohl auf ihre absoluten Werte als auch auf ihren Tagesverlauf, im Vergleich zum Vortag fast gar nicht aus. Lediglich gegen 15 h ist ein leichter Rückgang der Temperaturen zu messen.

Der Einfluss der Bewölkung auf die PET geht direkt aus dem Kurvenverlauf der beispielsweise auf der Parkwiese erfassten Messungen hervor: Mit dem Verschwinden der Sonne hinter den Wolken (5/8 Bewölkung) um 13:30 h ist nur noch eine starke anstatt einer extremen Wärmebelastung zu verzeichnen. Obwohl zum darauffolgenden Messtermin immer noch der Bedeckungsgrad bei 3/8 liegt, genießt der Standort im Park zu diesem Zeitpunkt gerade direkte Bestrahlung, was automatisch zum Anstieg der mittleren Strahlungstemperatur und folglich der Wärmebelastung führt. Am Messort HB-N herrscht dagegen bei allen nachmittäglichen Messterminen eine Abschattung durch Bewölkung vor, was zu einer entsprechenden Annäherung des Kurvenverlaufs an den der beschatteten Standorte führt.

Es bleibt aber festzuhalten, dass trotz der nachmittäglichen Bewölkung eine mäßige bzw. starke Wärmebelastung im Untersuchungsgebiet ermittelt wurde. Deutlich wird dies am Rückgang der mittleren Strahlungstemperatur die eng mit dem Wolkendurchzug korreliert, wie der Verlauf der Abb. 70 zeigt; gleichzeitig gehen aber auch die Windgeschwindigkeiten zurück, was die Wärmebelastung zum Teil erklären kann, da der turbulente Wärmeentzug an der Hautoberfläche damit zurückgeht. Nach Sonnenuntergang wird deutlich, dass auch die langwelligen Strahlungsstromdichten einen dominanteren Einfluss auf die human-biometeorologischen Maßzahlen haben, als die Lufttemperatur. Während letztere an beiden Messpunkten im Park, aber auch im Baukörper nahezu gleich ist, tritt bei der mittleren Strahlungstemperatur eine merkliche Differenz auf. Auf der Grasfläche führen der klare

Himmel (geringe Gegenstrahlung) und die kühle Vegetationsoberfläche zu einer mindestens 2 K geringeren t_{mrt} . Am Untersuchungstag hat dies sogar zur Folge, dass Behaglichkeit (keine thermische Belastung) auf der Wiese über zwei Stunden früher erreicht wird, als an den anderen Standorten. Die von der Oberfläche ausgehende effektive langwellige Ausstrahlungskühlung wird durch den geringen Wärmeeindringkoeffizient des Parkbodens bzw. des Grases bewirkt.

In der Nacht wirkt sich unter den Baumkronen die Gegenstrahlung des dichten Blätterdachs auf Strahlungstemperatur und PET aus. Am Messpunkt HB-N beeinflussen die hohen Oberflächentemperaturen des Untergrundes und der umgebenden Hauswände die t_{mrt} , da sie den ganzen Tag über direkter kurzwelliger Strahlung ausgesetzt waren. Auch in den beiden engen Straßenschluchten (HB_N-S, HB_E-W) und dem nordexponierten Messpunkt (HB-S) kann in den Nachtstunden eine höhere Wärmebelastung als auf der Grasfläche beobachtet werden. Dies ist auf die Kombination von niedrigen SVF (langwellige Strahlungsmehrfachreflexion) mit hohen Wärmekapazitätsdichten des Baumaterials zurückzuführen (vgl. auch Tab. 13, S. 126).

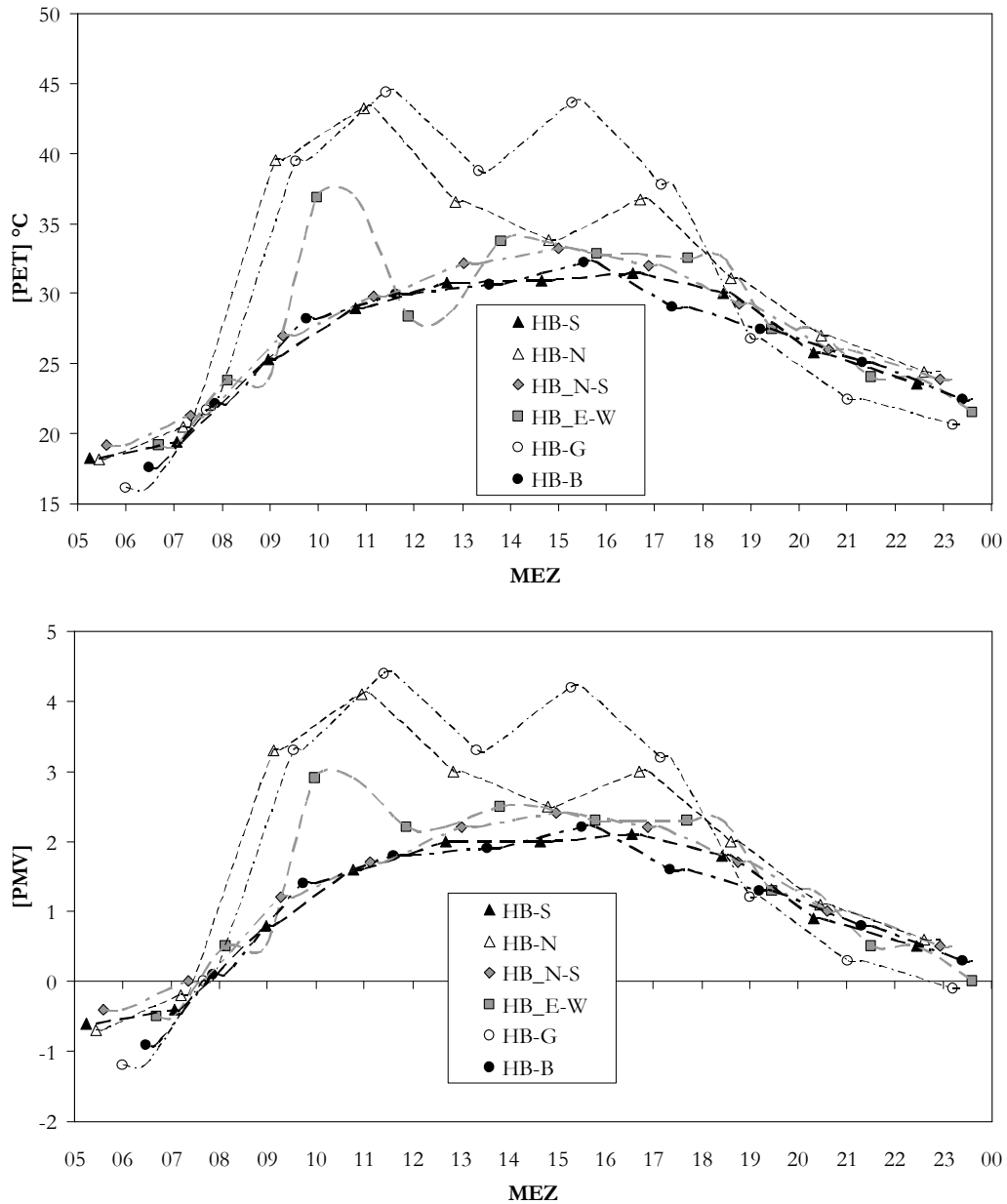


Abb. 69: Tagesgang der PET und des PMV am 09.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark (vgl. Karte 7). Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text und Abschn. 6.2.3, S. 124. Die Standorte befinden sich innerhalb einer rel. breiten E-W verlaufenden Straßenschlucht an deren Nord- (HB-N) und Südseite (HB-S), auf der Ostseite einer schmaleren N-S verlaufenden Straßenschlucht (HB_N-S) sowie in der Mitte einer schmaleren E-W verlaufenden Straßenschlucht (HB_E-W). Im Westpark liegt ein Messpunkt auf einem offenen Wiesenabschnitt (HB-G) und der andere unterhalb von dichten Laubbaumkronen (HB-B).

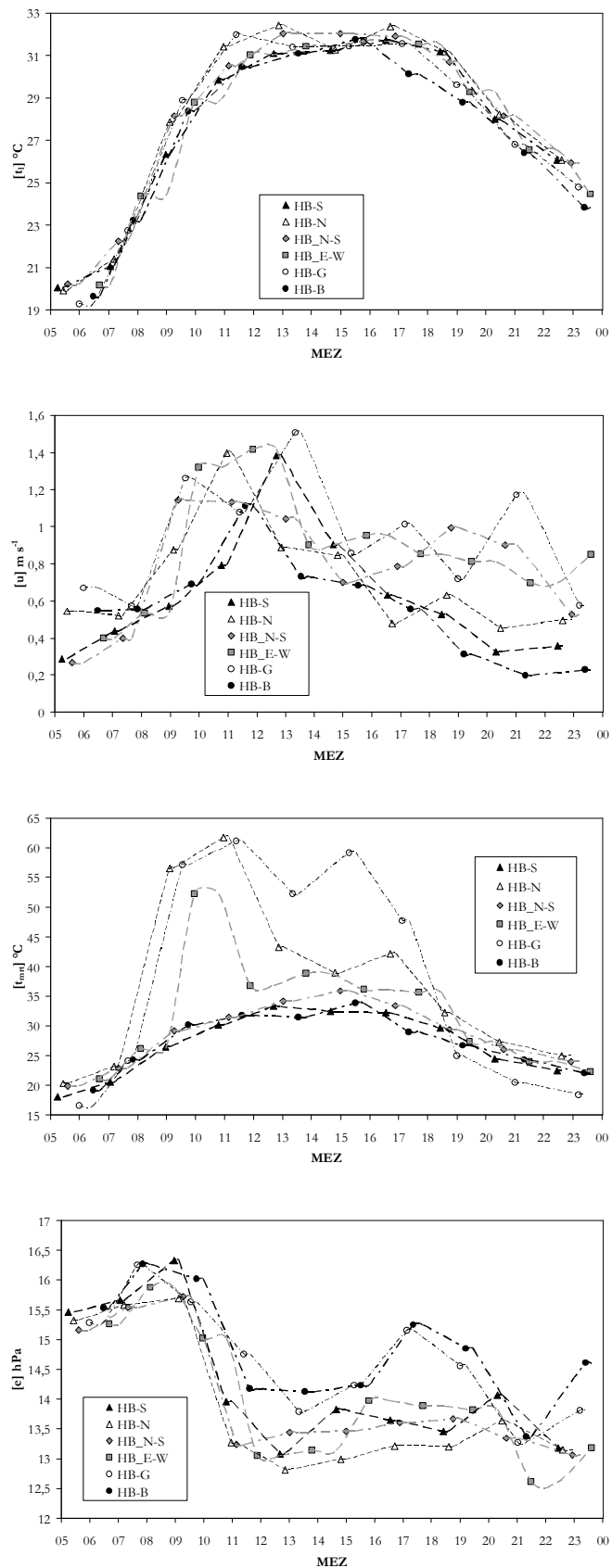


Abb. 70: Tagesgang der Lufttemperatur (t_l), der Windgeschwindigkeit (u), der mittleren Strahlungstemperatur (t_{mrt}) und des aktuellen Dampfdrucks (e) am 09.08.2004 an 6 Standorten in und um den Westpark. Weitere Erläuterungen zu den Stationscharakteristika siehe Text, Karte 7, Tab. 13, Abschn. 6.2.3, S. 124 und Abb. 69.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine einfache Unterscheidung zwischen Parkbedingungen und Straßenschluchtbedingungen für die Bewertung der thermischen Komponente bei Wärmebelastung nicht zu treffen ist. Im Park und im Baukörper bilden sich sowohl übermäßig belastende als auch weniger belastende Bedingungen aus.

Der gut zu erkennende, aber nicht besonders ausgeprägte Tagesgang am Messstandort unter den Baumkronen im Park (HB-B) zeigt einen ähnlich geglätteten Verlauf, wie eine Waldstation im Umland von München in der Arbeit von HÖPPE & MAYER (1987). Allerdings verlaufen die Kurven im Stadtpark auf deutlich höherem Niveau und drücken damit eine stärkere Wärmebelastung aus, was auch nicht anders im städtischen Park zu erwarten wäre. Allerdings wird die durch Beschattung stattfindende Wirkung von dichten Laubbäumen auf die mittlere Strahlungstemperatur deutlich. Allerdings lässt sich diese auch durch die Abschattung von Häuserwänden erreichen. Aufgrund höherer Dampfdrücke und vor allem veringerten Windgeschwindigkeiten resultiert trotz geringerer Lufttemperaturen unter den Bäumen eine ähnliche PET, wie z.B. am langfristig beschatteten Standort HB_S.

Die hier dargestellten PET- und PMV-Werte beziehen sich auf einen Arbeitsumsatz von 80 W pro Person und einen Wärmedurchgangswiderstand der Bekleidung von $\text{clo} = 0,9$. Bei anderweitiger Bewertung beeinflussen diese natürlich das Ergebnis. So kann z.B. aufgrund einer evtl. freizeitorientierten leichteren Bekleidung im Park die Wärmebelastung für ein Individuum sinken, obwohl diese nach den standardmäßig benutzten Kriterien hier höher ist als in der Straßenschlucht. Bemerkenswert ist außerdem, dass sowohl der am höchsten belastete als auch der am wenigsten belastete Messort im Westpark selbst mit seinen Freiflächen und baumbestandenen Flächen zu finden ist.

Für den 08.08.2004 ist in Ergänzung zu den Messungen eine numerische Simulation durchgeführt worden. Die grundlegenden Bedingungen zur Berechnung entsprechen den in Abschn. 6.3 genannten. Die Randbedingungen zur Initialisierung sind von den jeweiligen morgendlichen Messwerten der Station UniDO übernommen worden, da die Simulation für den 6 h Zeitpunkt gestartet wurde. Vor Interpretation der PMV-Karte sind einige Anmerkungen zum Verhalten der simulierten Messgrößen anzugeben. Für die sechs Messstellen konnte überprüft werden, inwieweit sich simulierte und gemessene Größen voneinander unterscheiden. Da die Windgeschwindigkeit für das Randmodell konstant bleibt, ist ein direkter Vergleich mit den stark variierenden, gemessenen Werten nicht sinnvoll. Das gleiche gilt für den Luftfeuchtegehalt, der aufgrund der vielen, vor der Simulation festzusetzenden Unbekannten, wie z.B. Bodenfeuchte im Park oder nichtberücksichtigte Windrichtungsschwankungen, für diese große Modellfläche nicht gut genug simuliert werden kann. Für die mittlere Strahlungstemperatur wird eine gute Übereinstimmung, für die Lufttemperatur dagegen eine grundsätzliche Unterschätzung der realen Situation durch das Modell festgestellt. So liegt – im Extremfall zum Mittagstermin – der Wert der simulierten

Lufttemperatur am Punkt HB-N etwa 12 K, am Punkt HB-G sogar 13 K unterhalb des tatsächlichen Messwerts. Die Temperaturspanne zwischen Extremstandorten im Untersuchungsgebiet von ca. 2 K entspricht dagegen sehr gut den realen Bedingungen. T_{mrt} wird dagegen eher zu hoch (5 K – 7 K) eingeschätzt. Allerdings liegen oftmals extreme Unterschiede ($\Delta T_{\text{mrt}} \approx 45$ K) zwischen zwei nebeneinander liegenden Gitterzellen. So ist z.B. ein simulierter Referenzwert für den Standort HB_E-W aus diesem Grund nicht eindeutig nachzuvollziehen. Dass das Modell offensichtlich den Einfluss der direkten Strahlung auf die mittlere Strahlungstemperatur überbewertet, zeigt der Vergleich der Werte vom Spätnachmittagstermin (17 h): Für den Standort unter den Baumkronen (HB-B), aber auch in der beschatteten Straßenschlucht (HB_N-S) werden um bis zu 9 K zu geringe Werte von T_{mrt} simuliert. Dies hat, wie schon gezeigt deutliche Auswirkungen auf die Bewertungsgröße zum Komfort. Zu diesem Zeitpunkt noch besonnene Flächen dagegen weisen in der Simulation wesentlich höhere mittlere Strahlungstemperaturen (~ 15 K) auf, als in natura gemessen wurden.

Trotz der aufgeführten Defizite des numerischen Modells stimmen die Differenzen der simulierten PMV-Werte zwischen den einzelnen Stationen relativ gut mit den gemessenen Werten überein (vgl. Abb. 71, S. 220; Abb. 67, S. 212). Wenn berücksichtigt wird, dass mit der Lufttemperatur eine maßgebliche Größe durchweg unterschätzt wurde, erklären sich die zu moderat ausfallenden PMV-Werte in der Simulation. Zu beachten ist, dass trotz dieser Unzulänglichkeit, die relativen Differenzen in der gesamten flächenhaften Simulation sehr plausible Werte darstellen. Durch die Simulation entstehen so wertvolle räumlich hochaufgelöste Informationen über die thermische Belastung für den menschlichen Organismus im gesamten Untersuchungsgebiet.

Kleinräumig zeigen sich in den E-W verlaufenden Straßenschluchten, wie z.B. an den Messstellen HB-N und HB-S, große Unterschiede bei der Wärmebelastung. Einzelne Baumgruppen reduzieren diese Belastung nicht nur innerhalb der Parkanlage, sondern auch inselartig innerhalb des Straßenraums. So bewirken die Bäume östlich der beiden Messstellen in der Beurhausstraße an der Straßenkreuzung diesen deutlich auszumachenden Entlastungseffekt. Dies ist ebenfalls kleinräumig, am Standort der Messstation MW (östlich der Messstelle HB_E-W, vgl. Karte 4, S. 95), zu erkennen. Dort, wo sich der Innenhof zur E-W verlaufenden Straße nach Norden hin öffnet, beschatten hohe Laubbäume den Ostteil der Öffnung. Dieser ist gegenüber dem westlichen Teil der Öffnung deutlich entlastet.

Im Vergleich zu den Straßenschluchten wird die thermophysiologische Belastung auf nicht-horizonteingeschränkten Grasflächen im Park deutlich zu gering eingeschätzt. Während sich die PMV-Werte am Standort HB-N und am Standort HB-G in der Realität nahezu entsprechen, ist im Modell ein Unterschied von $\Delta \text{PMV}_{(\text{HB-N} - \text{HB-G})} = 1$ zu erkennen. Als mögliche Erklärung kann eine eventuell zu hoch angesetzte Bodenfeuchte herangezogen werden. Das Bild der direkt nebeneinander liegenden extrem und schwach belasteten Räume,

wie es die realen Messwerterfassungen gezeigt haben, kann daher nicht wiedergegeben werden. Als Unsicherheitsfaktor der Simulation muss darüber hinaus die große Gitternetzweite in der Horizontalen (6 m x 6 m) angesehen werden, wegen der kleinräumigere Erscheinungen nicht dargestellt werden können. Dieses Problem wird sich bei derzeitigem Stand der Modellversion von ENVI-met bei einer maximalen Anzahl von 250 x 250 Euler'scher Gitterzellen (in der Horizontalen) nur für kleinere Untersuchungsgebiete lösen, so dass z.B. Unterschiede zwischen zwei nebeneinanderliegenden Straßenschluchten und unter Bäumen mit wenig dichtem Kronendach nicht so extrem wie im vorliegenden Fall ausfallen.

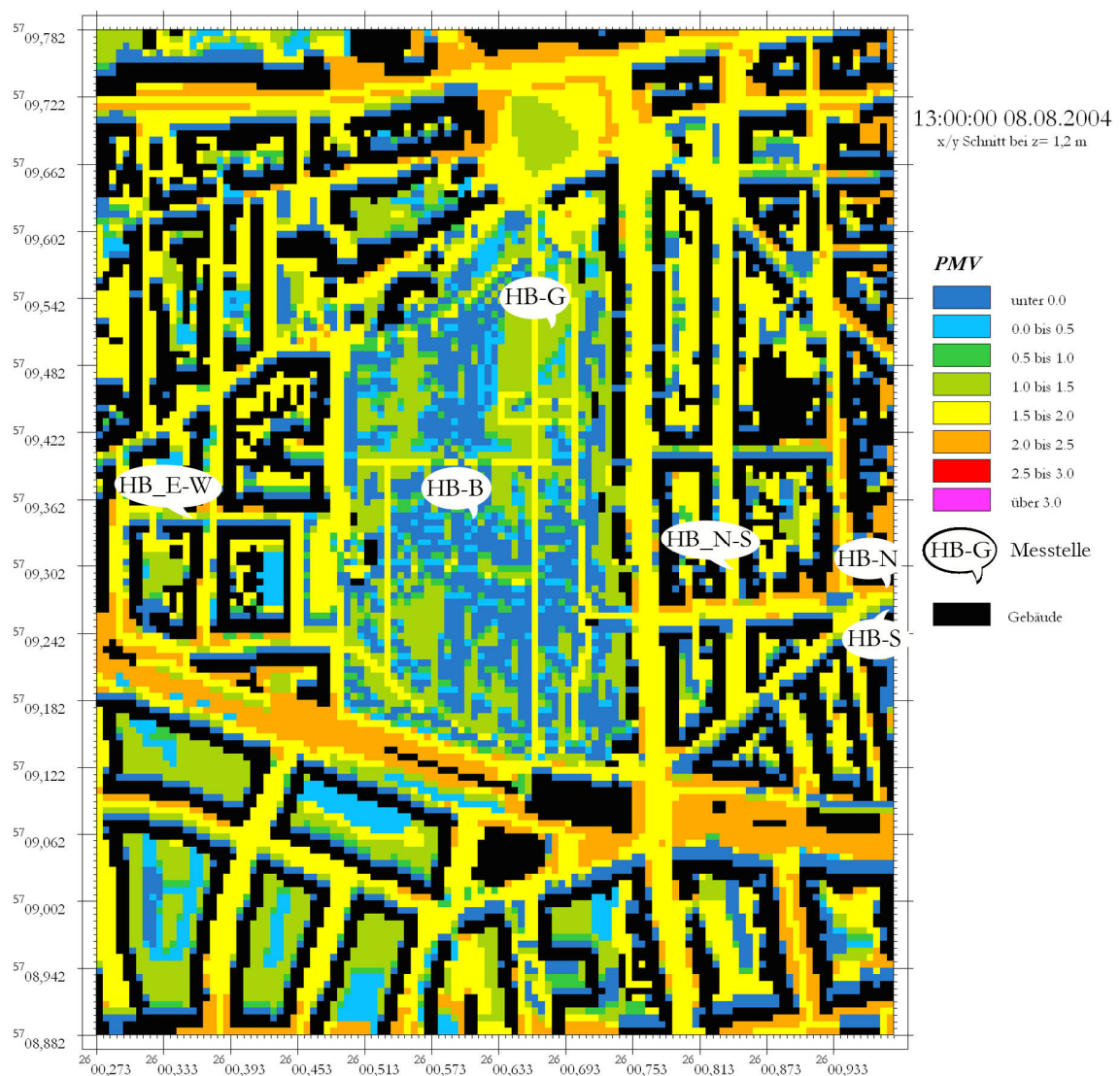


Abb. 71: Darstellung des simulierten PMV im Untersuchungsgebiet am 08.08.2004 um 13 h MEZ bei wolkenlosem Himmel. Die Karte zeigt einen Querschnitt auf der human-biometeorologisch entscheidenden Höhe von z=1,2 m ü. Gr. Gekennzeichnet mit den Messpunktnamen sind die Stellen, an denen die realen Messungen durchgeführt wurden.

7.8 Auswirkungen des Parkklimas auf klimatologische Ereignistage

Einen guten Überblick über die klimatischen Unterschiede zwischen den Standorten des Messnetzes zeigen die Auftrittshäufigkeiten klimatologischer Ereignistage, die eine Über- oder Unterschreitung eines Lufttemperaturmesswertes an einem Tage dokumentieren (vgl. Tab. 28). Wie bereits im Abschnitt 3.2.4 und im bisherigen Kapitel 7 beschrieben, zeigt sich auch hinsichtlich dieser besonderen meteorologischen Größen, die eine (unterschiedlich starke) thermische Belastung anzeigen, der positive Effekt von Grünflächen in Städten. Die Auftrittshäufigkeit der im Sommer relevanten Ereignistage in der Grünfläche liegt durchweg unter der des versiegelten Stadtkörpers, jedoch nur hinsichtlich der Grillpartytage und heißen Nächte über der des Umlands. Im Winter dagegen sind mehr Heiz- bzw. Frosttage im Park zu zählen als im Baukörper, jedoch weniger als im Umland. Folglich ist die Darstellung der Temperaturverläufe z.B. in Abb. 3, S. 14 kein singuläres Ereignis sondern die Regel.

Tab. 28: Klimatologische Ereignistage im Umland (Station UniDO), im Westpark (P2) und an einer Messstation in der bebauten Umgebung der innerstädtischen Grünfläche (ME). Zu Lage und Charakteristika der Stationen vgl. Karte 4, S. 95; Abb. 12, S. 87 und Tab. 6, S. 103. Messzeitraum: 10.06.2003 – 09.06.2004; ermittelt auf Grundlage der 30-min-Mittelwerte.

Ereignistag	Definition	Station			Veränderung durch Park gegenüber Stadt
		Umland	Park	Stadt	
warme Tage	$t_{\text{(mittel)}} \geq 20^\circ \text{ C}$	31	40	51	+ 22 %
Sommertage	$t_{\text{(max)}} \geq 25^\circ \text{ C}$	52	44	57	+ 23 %
heiße Tage	$t_{\text{(max)}} \geq 30^\circ \text{ C}$	19	16	21	+ 24 %
Grillpartytage	$t_{\text{(21h)}} > 20^\circ \text{ C}$	19	35	56	+ 38 %
heiße Nächte	$t_{\text{(0h)}} > 20^\circ \text{ C}$	4	16	29	+ 45 %
Heiztage	$t_{\text{(mittel)}} < 15^\circ \text{ C}$	268	251	239	- 5 %
Frosttage	$t_{\text{(min)}} \leq 0^\circ \text{ C}$	71	47	37	- 27 %

Die Sommertage und heißen Tage zeigen an, dass die entsprechenden Spitzenwerte der Lufttemperatur im Park seltener erreicht werden, als im Baukörper (Reduktion um fast 25 %). Ebenso treten weniger warme Tage auf, so dass die Grünfläche auch bei Wetterlagen mit z.B. ganztägig hohen durchschnittlichen Temperaturen als Ort der Entlastung für den menschlichen Organismus gelten kann. Die genannten Werte zeigen, dass im Park bei Wärmebelastung am Tage ein behaglicheres Klima herrscht.

Besonders wirkungsvoll ist der Westpark aber bei der Vermeidung von heißen Nächten, die gegenüber der Stadt um nahezu 50 % reduziert waren. Erfahrungsgemäß treten heiße Nächte in Mitteleuropa während windschwacher Strahlungswetterlagen auf, die im Untersuchungsgebiet mit einer deutlichen PCII einhergehen (vgl. Abschn. 7.4). Außerdem konnte nachgewiesen werden, dass in solchen Fällen die Wirkung der Parkkaltluft über die Grenzen der Grünfläche hinausreicht (Abschn. 7.5). Somit findet genau während der größten

Belastungsperioden (heiße Nächte) eine thermische Entlastung für die im Einflussbereich des Parks lebenden Personen statt.

Dass die Frosttage gegenüber dem versiegelten Stadtkörper um mehr als 25 % erhöht sind zeigt, dass dessen Effektivität bei der Abkühlung auch im Winter festzustellen ist. Gegenüber dem Umland sind die Frosttage aber dennoch um 44 % reduziert, so dass in diesem Betrachtungsfall der positive Überwärmungseffekt durch das Stadtklima auch das Parkklima dominiert. Weniger groß aber mit ähnlichem Ausprägungsmuster sind allerdings die Unterschiede bei der Anzahl der Heiztage: Diese sind gegenüber dem Baukörper im Park um 5 % und im Umland gegenüber dem Park um 7 % erhöht.

Es lässt sich zusammenfassend sagen, dass bei hohem Wärmereiz die Parkanlage sowohl innerhalb als auch außerhalb ihrer Grenzen zur Entlastung führt. Bei hohem Kältereiz sind die Auswirkungen eher negativ. Prozentual betrachtet überwiegen bei Auswertung der klimatologischen Ereignistage jedoch die positiven Effekte, die vom Westpark ausgehen.

8 Diskussion der Ergebnisse

Die vorliegende Arbeit verknüpft bereits bekannte meso- und mikroklimatische Mess- und Modellierungsmethoden sowie einzelne rechnerische Ansätze aus angewandter Stadtklimatologie und Human-Biometeorologie, um zu gesicherten Aussagen zum klimatischen Verhalten von Grünflächen und zu deren lufthygienisch-klimatischen Wirkungen auf die städtische Umgebung zu gelangen. Eine Reihe von Aussagen aus der Literatur beleuchten einzelne Charakteristika urbaner Vegetation bzw. urbane Parks. Selten sind integrierende Schlüsse, wie bei SPRONKEN-SMITH (1994) oder VON STÜLPNAGEL (1987) aus den meist sehr spezifischen Untersuchungen gelungen. Wie Kapitel 3 gezeigt hat, werden oft nur in einzelnen sektoralen Forschungsbereichen planungsrelevante Ergebnisse formuliert. Planungshinweise, wie sie z.B. aus zahlreichen Stadtklimaanalysen bekannt und häufig auch verallgemeinerbar sind, zum Verhalten und vor allem zu den Wirkungen innerstädtischer Grünflächen zu formulieren, gelingt dagegen nur selten. Dennoch wird dies immer wieder zur Lösung stadtplanerischer, aber auch stadtökologischer Probleme gefordert (MAYER et al. 1994; VDI 2003). Die Schwierigkeit dieses auf den ersten Blick offensichtlichen Wissensmangels liegt in den zu betrachtenden Skalen: Während stadtklimatische Fragestellungen naturgemäß am Übergang von mesoskaligen (γ) zu mikroskaligen (α) ansetzen, sind die Ursachen für kleinräumige klimatische und lufthygienische Veränderungen in und um Parkanlagen auf kleinen mikroskaligen (γ) Ebenen zu suchen. Entweder stadtklimatologisch oder eher in Stadtparks bestandsklimatologisch orientierte Studien gehen, wegen ihres jeweiligen thematischen Schwerpunkts, zwar auf die jeweils entferntere Maßstabsebene qualitativ ein, schaffen es aber nur in Einzelfällen, wie THORSSON & ELIASSON (2003) diese durch „harte“ Zahlen in Beziehung zu setzen.

Um dem Anspruch genügen zu können, zu repräsentativen Ergebnissen in Hinblick auf andere Städte bzw. deren Parkanlagen zu gelangen, zeigen Abschn. 5 und 11.7, wie die Größen- und strukturelle Verteilung von **Grünflächen in mitteleuropäischen Städten** einzuschätzen ist. Trotz des – verständlichen – Interesses der Stadtklimatologie an großen Grünflächen, weil diese die extremsten Unterschiede zum typischen Stadtklima erwarten lassen, zeigt sich, dass sowohl in Anzahl als auch in Fläche die kleineren Parkanlagen in den Städten dominieren. Die kleinste Größenklasse beinhaltet die größte Anzahl der urbanen Grünflächen. Aufgrund ihres einzelnen geringen Flächenanteils, interessiert bei diesen vor allem die Verteilung bzw. Vernetzung dieser im Stadtgebiet, so dass Auswirkungen auf das Stadtklima zu erwarten sind. Der untersuchte Westpark zählt zu den mittelgroßen (5 ha – 15 ha) Grünflächen, die durchschnittlich fast ein Viertel der Gesamtanzahl aller Grünflächen der Stadt ausmachenden. HORBERT (2000) sieht genau in dieser Größenklasse den Übergang

von ganzjährig auf ihre Umgebung einen Effekt ausübenden Stadtparks zu den kleineren, die nur unter besonderen Bedingungen ein eigenes Klima ausbilden. Da aber genau diese Flächen in den inneren Stadtbereichen vorhanden sind oder im Rahmen von Stadtschrumpfungsprozessen auch entstehen können, sind sie von besonderer Wichtigkeit. Der Westpark stellt somit ein sowohl als Parktyp (vgl. Abschn 3.1) als auch als Grünfläche innerhalb typischer Baukörperstrukturen repräsentatives, innenstadtnahes Untersuchungsgebiet dar.

Der starke **PCI-Effekt** ist bei einer mittleren Betrachtung von der Ausbildung der **städtischen Wärmeinsel abhängig**, wie die Analyse aus Abschnitt 7.4 zeigt. Entscheidend für das Ausmaß der unterschiedlichen Entwicklung sind die Abkühlungs- bzw. Erwärmungsraten, die in der Stadt insgesamt moderater als im Umland und auch als im Park verlaufen und damit in Einklang mit anderen Untersuchungen stehen. In erster Näherung ist mit der Regressionsbeziehung zwischen UHII und PCII eine Abschätzung der PCII bei anderen Parkanlagen in anderen Städten möglich. Es wird in Zukunft herauszufinden sein, ob sich diese deutliche Beziehung auch für andere Untersuchungsgebiete bestätigt.

Das ganzjährige mittlere Verhalten der **Park Cool Island** mit einem Maximum von über einem Kelvin in der frühen ersten Nachthälfte zeigt die messbare, wenn auch kleine Differenz im Langzeitmittel des Parks gegenüber seiner Umgebung. Unter autochthonen Bedingungen wird die Abhängigkeit der Ausbildung eines vom Stadtklima abhängigen Parkklimas mit durchschnittlich $\Delta t_{U,p} > 2 \text{ K}$ deutlich. Dieses Parkklima zeigt bei einem topografisch ebenen Gelände während der Nacht Auswirkungen auf seine Umgebung. Den Ergebnissen aus Kapitel 7 zufolge haben innerstädtische Parkanlagen von 10 ha ein gutes Potenzial, ihre Umgebung über einen längeren Zeitraum hinweg klimatisch positiv zu beeinflussen.

Die **Abschätzung der Kaltluftproduktion**, wie sie häufig in der Stadtklimatologie durchgeführt wird, stellte sich als nicht gewinnbringende Ermittlung heraus. Sowohl der parametrisierende, numerische Ansatz nach WIESNER (1986), als auch die Verwendung von empirischen ermittelten Kaltluftproduktionsraten (vgl. für eine Diskussion verschiedener Zahlenwerte z.B. DÜTEMEYER 2000; WEBER 2004; HUPFER & KUTTLER 2005) führten nicht zu gewinnbringenden Informationen für die betrachtete Grünfläche; so wurden durchweg zu geringe Kaltluftproduktionsraten ermittelt, weshalb im Ergebniskapitel diese auch nicht thematisiert wurden. Diese Bewertung des Ausmaßes der Produktion kann vorgenommen werden, weil die beobachtete Kaltluftverlagerung (durch Parkbreeze oder Mitführung) in der Regel über längere Zeitabschnitte andauerte. Diese Perioden hätten sämtliche in der Grünfläche gebildete (bzw. theoretisch ermittelte) Kaltluft abtransportiert, so dass nach kurzer Zeit kein Lufttemperaturunterschied mehr zwischen Park und Baukörper hätte vorhanden sein müssen. Diese Differenz herrschte aber in der Regel die gesamte Nacht über

vor und wies auch keine Schwankungen auf, die auf einen periodischen Abtransport und eine anschließende Neubildung von Kaltluft schließen lassen. Es bleibt festzuhalten, dass die – wiederum für mesoklimatische Fragestellungen entwickelten – bekannten Möglichkeiten zur Berechnung der Kaltluftproduktion nicht ohne weiteres auf innerstädtische Parkflächen übertragbar zu sein scheinen. Es müssen daher in Zukunft andere Prozesse und Zusammenhänge hergestellt werden, die die primär vom Stadtklima bedingten konstanten PCI-Intensitäten erklären können.

Die Definition von **Strahlungstagen nach der Gradient-Richardsonzahl** erweist sich als besonders gut brauchbar für den jeweiligen Standort, an dem die Untersuchungen durchgeführt werden. Autochthone Wetterlagen können mit diesem Vorgehen objektiv, nachvollziehbar und vergleichbar auch an anderen Messstellen durchgeführt werden (Abschn. 7.3.3). Außerdem birgt das hier angewendete Klassifizierungsverfahren einen entscheidenden Vorteil: Die Strahlungstage werden für das (innerstädtische) Untersuchungsgebiet bestimmt und nicht für eine sich klimatisch sehr stark unterscheidende Umlandstation. Wie groß die Differenzen und damit auch die Fehlinterpretationen sein können, hat Abschn. 7.8 durch die unterschiedliche Auftrittshäufigkeit klimatologischer Ereignistage zeigen können.

Erstmalig in der langen Geschichte der Parkklimatologie hat diese Studie mit Hilfe chemischer Tracer den **Nachweis einer Parkbreeze** erbracht. Über die besondere Ausbildung einer PCI hinaus wurde durch die Kombination von mehreren gleichzeitigen Messverfahren (optische und chemische Tracer bzw. Erfassung des Lufttemperaturfeldes) damit auch die parkbreezebedingte Fernwirkung (vgl. Abschn. 3.2) einer Grünfläche belegt, ohne jedoch den vermuteten Antrieb – den horizontalen Druckgradienten – direkt nachgewiesen zu haben. Dieser konnte aber durch Verwendung von Gl. 18 berechnet werden und resultiert nach dem beschriebenen Zusammenhang in sehr plausiblen maximal möglichen Parkbreezegeschwindigkeiten, die im Falle des Westparks bei einer maximalen PCII von $\Delta t = 3,9$ K theoretisch $0,5 \text{ m s}^{-1}$ erreichen können. Klimatologisch interessant, z.B. für den Schlafkomfort der Anwohner (s.u.), ist das parkbreezebeeinflusste Lufttemperaturfeld.

Darüber hinaus wurde diskutiert, inwieweit die Parkbreeze durch das übergeordnete Windfeld der URS modifiziert werden kann. Zudem wird auch auf die Situation der alleinigen Mitführung kühlerer Parkluft durch den herrschenden Wind eingegangen, die eine Kaltluftverlagerung lediglich nach Lee zur Folge hat. Beide Vorgänge können – auch in Kombination miteinander – temperatursenkende Effekte für die Parkumgebung bewirken.

Alle messtechnisch erhobenen Indikatornachweise für die Parkbreeze werden in vielen Fällen aufgrund des Durchgreifens einer – häufig noch vorhandenen, schwachen – Strömung im Dachniveau „verfälscht“. Die theoretisch erreichbaren Parkbreezegeschwindigkeiten zeigen, dass trotz des Durchgreifens übergeordneter Strömungen Parkbreezeeffekte, auch entgegen

dieser Windrichtungen möglich sind; in solchen Situationen wirken die Kräfte von Parkbreeze und dem großräumigeren Gradientwind z.T. entgegengesetzt, so dass deren Differenz die Strömungsgeschwindigkeit der zu messenden Parkbreeze bedingt. Bei genügend hohen Temperaturdifferenzen und sehr austauscharmen Bedingungen kann so der Parkbreezeeffekt sogar theoretisch über die allgemeine Strömung dominieren und (mit sehr schwachem Betrag) ihr entgegengerichtet auftreten.

Allerdings muss der Schichtungszustand der Atmosphäre in diesen Fällen der Quasi-Prognose ebenfalls mitberücksichtigt werden (vgl. Abschn. 7.5.4). Entspricht dieser nicht-stabilen Bedingungen, kann nicht mit dem Parkbreezeeffekt gerechnet werden. So kommt es andernfalls zu Mitführungseffekten, die zwar häufig die Kaltluftverlagerung dominieren, aber bei geringen Windgeschwindigkeiten auch in Kombination mit der Parkbreeze auftreten. Die Windgeschwindigkeit oberhalb des Dachniveaus zeigt sich als ein guter Ansatz zur Abschätzung der Häufigkeit einer Parkbreeze.

Es war außerdem von Interesse, zu überprüfen, ob **Zusammenhänge zwischen Parkbreeze und leichter zu erfassenden meteorologischen Größen** bestehen, ähnlich wie bei der Regression von UHII und PCII. So konnte ermittelt werden, dass der ermittelte Schwellwert der Windgeschwindigkeit von $u < 0,3 \text{ m s}^{-1}$ in Überdachniveau (Station DMD, 30 m ü. Gr.) auch auf andere, z.B. durchschnittlich windigere Städte anwendbar ist. Die Ergebnisse aus Göteborg bestätigen die in Dortmund gewonnenen Erkenntnisse: Nur während der geringsten Windgeschwindigkeiten ($u < 0,3 \text{ m s}^{-1}$, gemessen in 10 m ü. Gr. auf der 10 ha großen Freifläche ohne Rauigkeitselemente) konnten Anzeichen einer thermischen Mikrozirkulation gefunden werden (THORSSON & ELIASSON 2003). Die Ergebnisse aus Japan zeigen, dass unter Umständen Parkbreezehinweise bis zu einer Überdachwindgeschwindigkeit von $1,2 \text{ m s}^{-1}$ registriert werden können (HONJO et al. 2003), während in der vorliegenden Arbeit das beobachtete Windgeschwindigkeitsmaximum, bei dem noch Parkbreezewirkungen beobachtet werden konnten, an Station DMD bei $1,5 \text{ m s}^{-1}$ lag. Diese Zahlen passen sich somit sehr gut in das von bisherigen Studien geprägte Bild, vor allem wenn bedacht wird, dass in Tokio lediglich in ca. 21 m ü. Gr. und in Dortmund aber in 30 m ü. Gr. die Windgeschwindigkeit erfasst wurde. Weitere Vergleiche können nicht getätigt werden, da die Winddaten zu den entsprechenden Fallstudien nicht vorliegen (z.B. ELIASSON & UPMANIS 2000). Aufgrund der Ergebnisse wird es aber in Zukunft bei ähnlich gestalteten und gelegenen Grünflächen möglich sein, mit Hilfe einer Überdachstation sowie einer bodengestützten über mindestens zwei Höhen messenden Station die Parkbreezauftrittshäufigkeit abzuschätzen.

Bei Betrachtung der ermittelten potenziellen **Auftrittshäufigkeit der Parkbreeze** anhand der Verwendung von vertikalem Temperaturgradient und dem übergeordneten Wind, zeigte sich ein überraschendes Ergebnis: Trotz der streng gewählten Grenzwerte ($u < 0,3 \text{ m s}^{-1}$ und $\gamma = 1$

K/3,2 m) auf Basis von 30-min-Mittelwerten ist demnach eine Parkbreeze zu mindestens 63 Terminen aufgetreten. Dass diese Kriterienwahl sinnvoll ist, bestätigte sich durch die durchgeführten Kombinierten Untersuchungen zur Parkbreeze: An vielen Terminen, an denen eine Parkbreeze detektiert wurde, wurden die gesetzten Grenzwerte nicht überschritten. Da sich die 63 ermittelten Terminwerte auf insgesamt 17 % der Nächte im Jahr verteilen, ist die Parkbreeze als mikroklimatisch (β) relevanter Einfluss zu bewerten. Geht man optimistischer davon aus, dass die thermisch bedingte Mikrozirkulation auch bei höheren Windgeschwindigkeiten oder geringeren Temperaturgradienten einsetzt, steigt ihre Bedeutung für die an den Park grenzenden Stadtgebiete weiter. Die Ergebnisse aus Abschn. 7.5.4 sprechen für diesen Trend.

Trotz der geringen Grundfläche des Westparks ist dieser offensichtlich eine stadtklimatisch nicht unwichtige Fläche, weil von ihr eine eigenbürtige (Parkbreeze) Kaltluftbildung und Fernwirkung (Parkbreezety und Mitführty) ausgeht. Auf die Bevölkerungszahl im Untersuchungsgebiet bezogen, kann dieser Prozess über 2600 Anwohnern zu gute kommen. Zur Ermittlung dieses Wertes wurde eine Lufttemperaturreduktion um mindestens 0,5 K als Grenzwert angenommen (vgl. Karte 9, S. 176; Bevölkerungsdaten von FELINKS 2005). Gelangt diese Luft in die Schlafräume, so kann sie während entsprechender Wärmebelastungsperioden im Sommer entweder zur Gesundheit oder aber zumindest zum Schlafkomfort der Anwohner, insbesondere von Risikopersonen, beitragen.

Ein wichtiges Instrument zur Verifikation des Auftritts von Fernwirkungen stellt außerdem die Verwendung von prognostischen, im vorliegenden Fall numerischen **Modellen** dar. Das mit Abb. 26, S. 135 erläuterte Konzept der bewussten Nutzung von einer Modellschwäche (die Nicht-Simulation thermisch bedingter Windfeldbeeinflussungen) wurde als eine Art Gegenbeweis verwendet; da sich Messituation und Modellsituation zu den gewählten Erfassungszeitpunkten unterschieden, das einzige Defizit der Simulation aber in der Aktualisierung des Temperatureinflusses auf die Turbulenzgleichungen lag, ließ sich so herleiten, dass thermisch induzierte Druckausgleichsbewegungen offenbar für Ausbildung der Differenz verantwortlich waren. Die Verschneidung der numerischen und messtechnischen Methoden hat aber auch Hinweise darauf gegeben, dass ein gewisser auftretender Fehler in der Simulation vor allem durch die Verwendung der Eingangsparameter (besonders hinsichtlich u und K_{\downarrow}) bedingt zu sein scheint. Bei Auswahl von entsprechenden Windgeschwindigkeiten für die Initialisierung des Randmodells zeigt sich eine relativ gute Wiedergabe der Lufttemperaturen durch ENVI-met. Eine häufigere Aktualisierung des Turbulenzmoduls in Verbindung mit einer – theoretisch möglichen, aber außerordentlich rechenintensiven (BRUSE 2005a) – Herabsetzung der Initialwindgeschwindigkeit wird in Zukunft bei der Nutzung noch leistungsfähigerer Computer wahrscheinlich dazu führen, dass

das Phänomen Parkbreeze mit diesem nicht-hydrostatischen Modell berücksichtigt werden kann. Wenn das mikroskalige Modell für prognostische Zwecke schon jetzt eingesetzt werden soll, müssen die bekannten Schwächen bei der Interpretation der Ergebnisse mit einbezogen werden. Nachteil dieses Vorgehens sind wiederum keine gesicherten bzw. verifizierten Aussagen als Ergebnis. Mindestens aber für die Einschätzung von Trends, auch im Vorhinein von einzelnen Messkampagnen, kann die Modellierung als besonders wertvoll angesehen werden.

Es konnte in dieser Studie nicht ermittelt werden, inwieweit kleinräumig bedingte Turbulenz bei der Um- und Überströmung der Hindernisse im Untersuchungsgebiet die Austauschverhältnisse beeinflusst. Hinsichtlich der Schwierigkeiten bei der Erfassung turbulenter Größen in komplexem Gelände dürfte dies wenn dann nur punktuell in Zukunft gelingen.

Die **human-biometeorologischen Ergebnisse** zu den Aspekten der bewerteten thermischen Behaglichkeit haben am Tag und in der Nacht unterschiedliche Relevanz. Am Tage sind die Temperaturdifferenzen viel kleinräumiger verteilt. Allerdings sind auch dann andere Klimatelemente bzw. –parameter beispielsweise hinsichtlich der menschlichen Energiebilanz von Interesse hinsichtlich ihrer Veränderung in der Fläche, da sich die Individuen ja im Raum bewegen. Die Tagesgänge der Belastungsmaßzahlen PET und PMV sind ebenfalls bei sommerlichen, windschwachen Hochdruckwetterlagen sehr standortabhängig, wie auch schon in anderen Studien gezeigt wurde (z.B. MAYER & SUPPAN 1990; MATZARAKIS & STREILING 2004). Trotz leicht erhöhter Verdunstung in der Grünfläche bzw. leicht erhöhtem Austausch auf der Grasfläche des Parks dominiert die mittlere Strahlungstemperatur bei wolkenlosen Tagen an Standorten mit wenig eingeschränktem Horizont das Ausmaß der Wärmebelastung. Letztere wird durch die natürliche Oberfläche bzw. die Vegetationselemente im Park nur geringfügig gesteuert, sondern primär von der vom menschlichen Organismus absorbierten Strahlung. Diese Unabhängigkeit der thermophysiologicalen Belastung von der Flächennutzung kann sehr gut auch mit ENVI-met simuliert werden. Trotz Ungenauigkeiten im Modell bei den absoluten Belastungswerten kann dieses ein probates Mittel, beispielsweise für ein Szenario eines neu geplanten Parks darstellen, der sowohl nachts als auch tags beste Wohlfahrtswirkungen annehmen soll.

Die exemplarischen **lufthygienischen Untersuchungen** im Westpark können nur in ihren nicht sehr aussagekräftigen Trends und Grundaussagen auf andere Grünflächen und Städte übertragen werden. So bedingt die Spurenstoffkonzentration in unmittelbarer Umgebung des Parks die absolut gemessenen Werte. Eine Abnahme der gemessenen Immissionen ist, wie z.B. bei STRAßBURGER (2004) oder UPMANIS et al. (2001) auch im Westpark zu verzeichnen.

Vor allem advektive Effekte und damit die städtische Emissionssituation aller relevanten, anthropogenen Spurenstoffe bestimmen den Trend der Konzentrationen. Trotz höherer Ozonmaxima an Ereignistagen zeigt sich auch im relativ kleinen Westpark die Tendenz, dass die Trockendeposition von Spurenstoffen – vor allem der Ozonvorläufersubstanzen – insgesamt zu einer mittelfristigen Senkung der Ozonmengen beitragen könnte, vorausgesetzt, es findet ein gleichzeitiges Bemühen statt, die Quellen der Vorläufersubstanzen in der Stadtatmosphäre zu reduzieren. Wichtigster lufthygienischer Effekt des urbanen Grüns ist aber ihr Platzhalteeffekt, also die Tatsache, dass dort wo keine Substanzen freigesetzt werden auch nur geringere Spurenstoffkonzentrationen z.B. durch Verdünnungs- oder Depositionsvorgänge im ganzen Stadtkörper auftreten. Diese simple, aber nicht zu vernachlässigende Tatsache sollte bei Überlegungen zur Neuerschließung oder zum Rückbau von Grünflächen mit an erster Stelle stehen.

Der Westpark könnte theoretisch mit einer losen Anzahl von Grünflächen die Funktion einer oft unterbrochenen Luftleitbahn einnehmen (vgl. Abb. 12). Allerdings können diese aufgrund der Stadtgestaltung in Dortmund kein optimal wirksames Netz zur Frischluftversorgung aus dem Umland bilden. Beim Auftritt von Flurwind oder der Mitführung von ruralen Luftmassen in den Innenstadtbereich kann evtl. Kaltluft aus Richtung Süden (Möllerstr.) über den Westpark transportiert werden. Die weniger großen Temperaturdifferenzen des Parks zum Süden des Untersuchungsgebiets, sowie die häufigen Südrichtungen an Station UniDO sprechen für einen derartigen Austausch an autochthonen Tagen. Nach der Klassifizierung von MAYER et al. (1994) würde der Westpark eine Kaltluftbahn mit den zusätzlichen Funktionen einer Frischluftbahn darstellen. Es sollte aber in Betracht gezogen werden, dass diese Funktion aufgrund der Einbettung des Westparks in den Baukörper als nahezu vernachlässigbar klein eingeschätzt wird.

Nach dem vorgeschlagenen Bewertungsschema erreicht der Westpark aufgrund der strömungsverlangsamenden Rauigkeitselemente eine Punktbewertung von sechs (aus acht möglichen). Die Grünfläche kann also auch nach diesem allgemeinen Bewertungskriterium eine hohe bioklimatische Funktion für die Stadt zugeschrieben werden (MAYER et al. 1994), da sowohl die thermische als auch die lufthygienische Belastung durch sie vermindert wird. Diese Aussagen gelten, wie oben beschrieben auch für den eher inselartig in Erscheinung tretenden Westpark. Unter Beachtung der Tatsache, dass das Stadtklima verbessernde Luftleitbahnen nicht in allen Städten zu finden sind, zeigt der Westpark, dass die autochthone Wirkung von innerstädtischen Grünflächen wesentlich zur Melioration des Stadtklimas führt.

Insgesamt spiegeln die Ergebnisse dieser Arbeit zwei für die **Stadtplanung** wichtige Ergebnisse wider. Zum einen zeigen sich auch relativ kleine Parkanlagen (ca. 10 ha) als klimatisch wirkungsvoll; sie können insgesamt ein Gebiet beeinflussen, das fast das Doppelte

ihrer Grundfläche einnimmt. Bedenkt man den wenigen zur Verfügung stehenden Platz in den verdichteten Bereichen der Ballungsräume, sowie die Gleichmäßigkeit der Wirkung mehrerer kleinerer Flächen auf ein bestimmtes Stadtgebiet, stellen sich solche Grünflächen nicht nur als praktikable Lösung sondern auch als zur Melioration des Stadtklimas beitragendes Element dar. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Wirkung auf die Parkumgebung am intensivsten am Parkrand ausfällt.

Hinsichtlich der Gestaltung von Grünflächen sollte bedacht werden, dass ein unbewässerter Park kaum Auswirkungen auf den Feuchtegehalt der Atmosphäre hat. Dagegen wird in der Literatur von einer bedeutenden Modifikation der Wärmebilanz durch (tagsüber stattfindende) Bewässerung berichtet (KLEINLOSEN & FARNY 1987; SPRONKEN-SMITH et al. 2000). Es gilt daher, sehr genau zu unterscheiden, wie die klimatisch zu beurteilende oder neu zu errichtende Parkfläche bewirtschaftet wird; so sind bewässerte und durch Baumkronen beschattete Parkanlagen für die thermische Entlastung am Tage effizient, wohingegen sie sich wegen größerer Wärmeeindringkoeffizienten der Materialien und schlechterer ausstrahlungsbedingter Abkühlung in der Nacht nur wenig vom Stadtkörperverhalten unterscheiden. Teils beschattete, teils durch Wiesen geprägte Parks mit geringen Rauigkeiten am Übergang zum Baukörper, sind dagegen optimal für eine gute Kühlleistung während der Nachtstunden und um einen Austausch zwischen den unterschiedlichen Klimatopen zu ermöglichen.

Zusätzlich zu den oben genannten Aussagen haben die Untersuchungen gezeigt, dass bei der Erforschung mikroskaliger Prozesse mittels Messfahrten, die Trendelimination auch bei einer Dauer der Fahrt von lediglich ca. 25 min wichtig ist. Da es sich um die Analyse mikroskaliger (γ) Prozesse geht, müssen dabei auch die Änderungsraten auf der Zeitskala (Mikroskala γ) betrachtet werden (vgl. Abb. 2, S. 7). Vor allem dann, wenn – wie in dieser Arbeit – Phänomene mit raschen Änderungsraten wie z.B. der Abkühlung innerhalb der Parkanlage untersucht werden (vgl. Abschn. 6.2.1.1), sollte darauf in Zukunft bei mikroklimatologischen Studien mehr geachtet werden.

9 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die große Spannweite der in dieser Studie durchgeführten Untersuchungen hat es ermöglicht, sowohl einen Überblick über die im Untersuchungsgebiet stadtklimatisch relevanten Faktoren zu liefern, als auch ausgewählte Detail- und methodische Fragen zu erörtern.

Besonders der Einsatz der Daten der Überdachstation zur langzeitlichen Bestimmung der Stabilität und der Strahlungstage über die Gradient-Richardsonzahl hat sich als wertvoll erwiesen und wäre für alle zukünftigen ähnlich ausgerichteten Studien (auch zu mesoklimatischen Fragestellungen) wünschenswert. Die Durchführung von mobilen Messungen in Verbindung mit zeitgleichen Tracerkampagnen ließ erstmals eine lückenlose Beobachtung des klimatischen Verhaltens einer typischen Parkanlage in mitteleuropäischen Städten zu. In dieser Hinsicht wären neue Ergebnisse anderer Fallstudien wünschenswert, um eventuell sich abzeichnende Trends und Gemeinsamkeiten besser herausarbeiten zu können. Ein besonderer Interessensschwerpunkt sollte dabei auf dem Übergangsbereich zwischen Park und überwärmten Stadtkörper liegen, da dieser besonders vom eigenständigen Parkklima profitiert. Erweitert werden die Aussagen durch die numerischen Modellierungen, die jedoch in der Genauigkeit z.T. (noch) Defizite aufweisen (maximale Lufttemperatur, Rechengeschwindigkeit bei der Aktualisierung der Windfeldgleichungen). Durch die Analyse der Modellergebnisse sind zwei Dinge möglich: einerseits die Abschätzung der Größe des Effekts der Parkbreeze, andererseits eine erste prognostische Bewertung von Planzuständen.

Lediglich Messungen mit hochempfindlichen Luftdruckmessgeräten stehen noch aus, um die Theorie der Parkbreeze-Entstehung zu bestätigen. Ob dies jemals geschehen kann, ist aufgrund der mikroskaligen Luftdruckschwankungen (z.B. Staudrucke) im Stadtgebiet wahrscheinlich nur über länger integrierende Zeiträume im Bereich von beispielsweise Einstundenmittelwerten möglich. Um der Parkbreeze-Theorie voll auf den Grund gehen zu können, wird es aber in Zukunft notwendig sein, diesen Schritt zu tun.

Darüber hinaus stellt sich an dieser Stelle die Frage, ob weitere Messungen zur Parkbreeze allgemein Antwort auf das Zusammenwirken von Parkbreeze und Kaltluftabfluss bzw. Flurwinden geben können. Für diese besonders modifizierten Bedingungen bietet sich zunächst die modellhafte Untersuchung, unter Berücksichtigung eines dreidimensionalen Höhenmodells, an, bevor man eine Fallstudie durchführt, die die Komplexität der Fragestellung noch erhöhte, beispielsweise durch die Mitberücksichtigung von Kaltluftabflüssen in Parkanlagen mit Hangneigung.

Um die Auswirkungen von Grünflächen auf die lufthygienische Situation innerhalb und außerhalb dieser gesichert abschätzen zu können, ist eine neuere genauere Bilanzierungsmethode notwendig, als die hier angewandte. Diese sollte sowohl Trocken- und

Nassdeposition als auch den Einfluss der Rauigkeit und der Blattoberflächen und Spaltöffnungen berücksichtigen.

Abschließend kann gesagt werden, dass viele einzelne Punkte zum Verhalten von kleinen, häufig vorkommenden Parkanlagen klargestellt, mit der Kombination messtechnischer Verfahren nachgewiesen und nicht nur aus theoretischen Schlussfolgerungen „konstruiert“ wurden. Damit wurde eine gesicherte und übertragbare Abschätzung des Parkeffekts im gesamten Jahresverlauf in Ballungsräumen vergleichbarer Klimate ermöglicht.

Hinsichtlich der Perspektive, dass für die Jahresmitteltemperaturen und für das Jahresmittel der Tagesmaxima Dortmunds in den nächsten 50 Jahren eine Zunahme um mehr als 1,5 K prognostiziert wird (GERSTENGARBE et al. 2004), wird die Relevanz mikroklimatischer Wohlfahrtswirkungen in den ohnehin überwärmten Innenstädten noch mehr zunehmen, so dass eine weitere wissenschaftliche Begleitung dieses Themas zu empfehlen ist.

10 Literatur

- AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (Hrsg.) (2005): Handwörterbuch der Raumforschung und Raumordnung. 5 Aufl. Gebrüder Jänecke Verlag, Hannover, 1364 S.
- AKBARI, H., KURN, D. M., BRETZ, S. E. & HANFORD, J. W. (1997): Peak power and cooling energy savings of shade trees. - *Energy and Buildings* 25, 139 - 148
- ARNFIELD, A. J. (2003): Two decades of urban climate research: A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. - *International Journal of Climatology* 23, 1 - 26
- ARNFIELD, A. J. & GRIMMOND, C. S. B. (1998): An urban canyon energy budget model and its application to urban storage heat flux modelling. - *Energy and Buildings* 27, (1), 61 - 68
- ASAEDA, T., VU, C. T. & WAKE, A. (1996): Heat storage of pavement and its effect on the lower atmosphere. - *Atmospheric Environment* 30, (3), 413 - 427
- AVISSAR, R. (1996): Potential Effects of Vegetation on the Urban Thermal Environment - *Atmospheric Environment* 30, (3), 437 - 448
- BALDER, H., KLEIN, W., PRADEL, B. & SAHLING, I. (1997): Probleme bei der Begrünung von Großraumsiedlungen. - in: BREUSTE, J. (Hrsg.): UFZ-Bericht Vol. 7 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, 95 - 97
- BARBER, J. L., THOMAS, F. B., KERSTIENS, G. & JONES, K. C. (2002): Investigation into the importance of the stomatal pathway in the exchange of PCBs between air and plants. - *Environmental Science and Technology* 36, 4228 - 4287
- BARLAG, A.-B. (1993): Planungsrelevante Klimaanalyse einer Industriestadt in Tallage - dargestellt am Beispiel der Stadt Stolberg (Rheinland). = Essener Ökologische Schriften, 1. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 185 S.
- BARLAG, A.-B. (1997): Möglichkeiten der Einflussnahme auf das Stadtklima. - in: VDI GESELLSCHAFT ENERGIE-TECHNIK (Hrsg.): Umwelt- und Klimabeeinflussung durch den Menschen IV. 1330 Aufl., VDI Verlag, Düsseldorf, 127 - 146
- BARLAG, A.-B. & KUTTNER, W. (1991): The significance of country breezes for urban planning. - *Energy and Buildings* (15-16), 291 - 297
- BARRADAS, V. L. (1991): Air temperature and humidity and human comfort index of some city parks of Mexico City. - *International Journal of Biometeorology* 35, 24 - 28
- BAUER, B. (1998): Assessment of human-biometeorological conditions in different kinds of urban structures. - in: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & UHLMANN, O. (Hrsg.): Urban Ecology. Springer, Berlin, Heidelberg, 82 - 86
- BAUMBACH, G. (1994): Luftreinhaltung. 3 Aufl. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 461 S.
- BAUR, F., HESS, P. & NAGEL, H. (1944): Katalog der Großwetterlagen Europas 1881 - 1939 Bad Homburg v.d.H., 24 S.
- BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H. & TAYLOR, G. (1998): Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. - *Environmental Pollution* 99, 347 - 360
- BECKMANN, R. (1982): Die Hausschutzhecken im Monschauer Land unter besonderer Berücksichtigung ihrer klimatischen Auswirkungen. = Arbeiten zur rheinischen Landeskunde., 49. Ferd. Dümmlers Verlag, Bonn, 78 S.
- BECKRÖGE, W. (1990): Dreidimensionaler Aufbau der städtischen Wärmeinsel am Beispiel der Stadt Dortmund. = Materialien zur Raumordnung, Bochum, 1 - 243

- BENDIX, J. (2004): Geländeklimatologie. Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart, 282 S.
- BENJAMIN, M. T. & WINER, A. M. (1998): Estimating the ozone-forming potential of urban trees and shrubs. - *Atmospheric Environment* 32, (1), 53 - 68
- BERG, H. (1940): Die Kontinentalität Europas und ihre Änderung 1928-37 gegenüber 1888-97. - *Annalen der Hydrographie und maritimen Meteorologie* 68, 124 - 132
- BERG, H. (1947): Einführung in die Bioklimatologie. Bouvier & Co., Bonn, 131 S.
- BLANKENSTEIN, S. & KUTTLER, W. (2004): Impact of street geometry on downward longwave radiation and air temperature in an urban environment. - *Meteorologische Zeitschrift* 13, (5), 373 - 379
- BÖHM, R. (1998): Urban bias in temperature time series - a case study for the city of Vienna, Austria. - *Climatic Change* 38, 113 - 128
- BOLZ, H. M. (1951): Der Einfluß der infraroten Strahlung auf das Mikroklima. = Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik., 7. Akademie-Verlag, Berlin.
- BRAHE, P. (1974): Klimatische Auswirkungen von Gehölzen auf umbauten Stadtplätzen - *Das Gartenamt* 2, 61 - 70
- BRUCKMANN, P., GEIGER, J., HARTMANN, U. & WURZLER, S. (2003): Die Ozonepisode im Juli und August 2003. Landesumweltamt NRW, Essen, 15 S.
- BRUSE, M. (1999): Die Auswirkung kleinskaliger Umweltgestaltung auf das Mikroklima. Entwicklung des prognostischen numerischen Modells ENVI-met zur Simulation der Wind-, Temperatur- und Feuchteverteilung in städtischen Strukturen. Ruhr Universität Bochum, Bochum, 192 S.
- BRUSE, M. (2000): Anwendung von mikroskaligen Simulationsmodellen in der Stadtplanung. - in: BERNHARD, L. & KÜGER, T. (Hrsg.): Simulation raumbezogener Prozesse: Methoden und Anwendung. Institut für Geoinformatik, Universität Münster, Münster.
- BRUSE, M. (2003a): Assessing urban microclimate using multi-agent simulations: a new approach to answer an old problem? - in: *International Conference on Urban Climate 5 Vol. 2 Lodz*, 23 - 26
- BRUSE, M. (2003b): Stadtgrün und Stadtklima. - *LÖBF Mitteilungen* 1, 6 - 10
- BRUSE, M. (2004): ENVI-met 3.0: Updated model overview. <http://www.envi-met.de>
- BRUSE, M. (2005a): Information on ENVI-met 3.0. - persönliche Mitteilung
- BRUSE, M. (2005b): Multi-Agent Systems: a new approach for the assessment of environmental quality. - persönliche Mitteilung
- BRUSE, M. & FLEER, H. (1998): Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. - *Environmental Modelling and Software* 13, 373 - 384
- BURKERT, M. (1992): Urbane Ausbreitungsklima. Entwicklung eines Systems zur großmaßstäbigen Charakterisierung des Luftaustauschpotentials von Stadtstrukturen (am Beispiel der Stadt Hannover). Günter Mainz, Dissertation, Hannover, 167 S.
- CARTER, W. P. L. (1994): Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds. - *Journal of Air and Waste Management Association* 44, 881 - 899
- CHANDLER, T. J. (1965): The climate of London. Hutchinson, London, 292 S.
- CHIESURA, A. (2004): The role of urban parks for the sustainable city. - *Landscape and Urban Planning* 68, 129 - 138
- CLARKE, J. F. & BACH, W. (1971): Comparison of the Comfort Conditions in Different Urban and Suburban Microenvironments - *International Journal of Biometeorology* 15, (1), 41 - 54

- COOK, D. I. (1978): Trees, solid barriers, and combinations: Alternatives for noise control. - in: Proceedings of the National Urban Forestry Conference Syracuse, NY, 330 - 339
- CROXFORD, B., PENN, A. & HILLIER, B. (1996): Spatial distribution of urban pollution: civilizing urban traffic. - The Science of the Total Environment 189/190, 3 - 9
- DANZEISEN, H. H. (1983): Experimentelle Untersuchung bodennaher Lufttemperatur- und Feuchteverteilungen in Stadtgebieten mit Hilfe eines Meßwagens. - Beiträge zur Landespflege Rheinland-Pfalz 9, 7 - 34
- DEFANT, A. (1933): Der Abfluß schwerer Luftmassen auf geneigtem Boden, nebst einigen Bemerkungen zu der Theorie stationärer Luftströme. - Sitzungsberichte der Preußischen Akademie der Wissenschaften 18, 624 - 635
- DEFANT, F. (1949): Zur Theorie der Hangwinde, nebst Bemerkungen zur Theorie der Berg- und Talwinde. - Arch.Meteorol.Geophys.Bioklimatol.Ser.A 1, 421 - 450
- DERWENT, R. G., STEVENSON, D. S., COLLINS, W. J. & JOHNSON, C. E. (2004): Intercontinental transport and the origins of the ozone observed at the surface sites in Europe. - Atmospheric Environment 38, 1891 - 1901
- DEUTSCHER WETTERDIENST (Hrsg.) (2003): Witterungsreport Express DWD, Offenbach.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (Hrsg.) (2004): Klimastatusbericht 2003. DWD, Offenbach, 186 S.
- DIMOUDI, A. & NIKOLOPOULOU, M. (2003): Vegetation in the urban environment: Microclimatic analysis and benefits. - Energy and Buildings 35, 69 - 76
- DÜTEMAYER, D. (2000): Urban-Orographische Bodenwindssysteme in der städtischen Peripherie Kölns. = Essener Ökologische Schriften, 12. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 171 S.
- DÜTEMAYER, D., BARLAG, A.-B. & KUTTLER, W. (2004): Planungsrelevante Stadtklimatologie am Beispiel der beabsichtigten Flächenumwidmung einer Industriebrache. - UVP-Report 18, (1), 21 - 26
- EGGERT, A. (2000): Dreidimensionale SF6-Tracergasmessungen als Methodik zum Nachweis von lokalen Luftströmungen für die planungsorientierte Stadtklimatologie. Universität Trier, Geographie/Geowissenschaften, Trier, 173 S.
- EICHHORN, J. (1989): Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Stadtklima-Modells. Universität Mainz, Mainz.
- ELIASSON, I. & SVENSSON, M. K. (2003): Spatial air temperature variations and urban land use - a statistical approach. - Meteorological Applications 10, 135 - 149
- ELIASSON, I. (1996a): Intra-urban nocturnal temperature differences: A multivariate approach. - Climate Research 7, 21 - 30
- ELIASSON, I. (1996b): Urban nocturnal temperatures, street geometry and land use. - Atmospheric Environment 30, (3), 379 - 392
- ELIASSON, I. (2000): The use of climate knowledge in urban planning. - Landscape and Urban Planning 48, 31 - 44
- ELIASSON, I. & UPMANIS, H. (2000): Nocturnal Airflow from Urban Parks-Implications for City Ventilation. - Theoretical and Applied Climatology 66, (1-2), 95 - 107
- ELLIS, A. W., HILDEBRANDT, M. L., THOMAS, W. M. & FERNANDO, H. J. S. (2000): Analysis of the climatic mechanisms contributing to the summertime transport of lower atmospheric ozone across metropolitan Phoenix, Arizona. - Climate Research 15, 13 - 31
- ENIS, R. (1984): Landscape and climate - the interdependence of some of their factors. - Energy and Buildings 7, 77 - 85

- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992): Cooling our communities. A guidebook on tree planting and light-colored surfacing. Washington D.C., 217 S.
- ERIKSEN, W. (1964): Beiträge zum Stadtklima von Kiel. Geographisches Institut der Universität Kiel, Kiel, 218 S.
- EUROPEAN COMMISSION, JRC IfEaS (2005): Webpages of the EU-Project MOLAND <http://moland.jrc.it>
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (1995): CORINE land cover - technical report. Commission of the European Communities, Copenhagen.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002): Towards an urban atlas: assessment of spatial data on 25 European cities and urban areas. Nr. 30. Office for Official Publications of the European Communities., Luxembourg, Copenhagen, 131 S.
- FANGER, P. O. (1982): Thermal comfort. Analysis and applications in environmental engineering. Reprint Aufl. Robert E. Krieger Publishing Company, Malabar.
- FARQUHAR, G. D. (1978): Feedforward responses of stomata to humidity. - Australian Journal of Plant Physiology 5, 787 - 800
- FAUSOLD, C. J. & LILIEHOLM, R. J. (1999): The economic value of open space: A review and synthesis. - Environmental Management 23, (3), 307 - 320
- FELINKS, H. (2005): Auswertung bevölkerungsstatistischer Daten der Stadt Dortmund. - persönliche Mitteilung
- FEZER, F. (1976): Wieweit verbessern Grünflächen das Siedlungsklima? - Ruperto Carola 56, 77 - 79
- FOKEN, T. (2003): Angewandte Meteorologie. Springer, Berlin, Heidelberg, 289 S.
- FUKUOKA, Y. (1997): Biometeorological studies on urban climate. - International Journal of Biometeorology (40), 54 - 57
- GALLO, K. P. & OWEN, T. W. (1993): The use of NOAA AVHRR data for assessment of the urban heat island effect. - Journal of Applied Meteorology 32, 899 - 908
- GARRATT, J. R. (1992): The atmospheric boundary layer. Cambridge University Press, Cambridge, 316 S.
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. 4 Aufl. Vieweg, Braunschweig, 646 S.
- GEIGER, R., Aron, R. H. & Todhunter, P. E. (1995): The climate near the ground. 5 Aufl. Vieweg & Sohn, Braunschweig, Wiesbaden, 528 S.
- GERSTENGARBE, F.-W. & WERNER, P. C. (1999): Katalog der Großwetterlagen Europas 1881 - 1998. Nach Paul HESS und Helmuth BREZOWSKI. 5. Aufl. Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main.
- GERSTENGARBE, F.-W., WERNER, P. C. & Hauf, Y. (2004): Erstellung regionaler Klimaszenarien für Nordrhein-Westfalen. Bericht zum Werkvertrag. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, NRW, Potsdam, 32 S.
- GIVONI, B. (1991): Impact of planted areas on urban environmental quality: A review. - Atmospheric Environment 25 B, 289 - 299
- GIVONI, B. (1998): Climate considerations in building and urban design. Van Nostrand Reinhold, New York, 464 S.
- GOLD, E. (1954): - Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 80, 273 - 273
- GOLD, E. (1956): Smog. The rate of influx of surrounding cleaner air. - Weather 11, 230 - 232
- GOLDMERSTEIN, J. & STODIECK, K. (1931): Wie atmet die Stadt? Neue Feststellungen über die Bedeutung der Parkanlagen für die Lufterneuerung in den Großstädten. VDI-Verlag, Berlin, 23 S.

- GOMEZ, F., GAJA, E. & REIG, A. (1998): Vegetation and climatic changes in a city. - *Ecological Engineering* 10, 355 - 360
- GREGG, J. W., JONSSON, P. & DAWSON, T. E. (2003): Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. - *Nature* 424, 183 - 187
- GRELL, G. A., DUDHIA, J. & STAUFFER, D. R. (1995): A description of the Fifth-Generation Penn State/NCAR mesoscale model MM5 Nr. 398. National Center for Atmospheric Research, Boulder, University Park, 122 S.
- GREY, G. W. (1996): The urban forest. Comprehensive management. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 156 S.
- GRIMMOND, C. S. B., POTTER, S. K., ZUTTER, H. N. & SOUCH, C. (2001): Rapid methods to estimate sky-view factors applied to urban areas. - *International Journal of Climatology* 21, 903 - 913
- GRIMMOND, C. S. B., SOUCH, C. & HUBBLE, M. D. (1996): Influence of tree cover on summertime surface energy balance fluxes, San Gabriel Valley, Los Angeles. - *Climate Research* 6, 45 - 57
- GROß, G. (1994): ASMUS - Ein numerisches Modell zur Berechnung der Strömung und der Schadstoffverteilung im Bereich einzelner Gebäude. Teil 1: Das Strömungsfeld. - *Meteorologische Zeitschrift* 3, 267 - 274
- GROß, G. (1997): ASMUS - Ein numerisches Modell zur Berechnung der Strömung und der Schadstoffverteilung im Bereich einzelner Gebäude. Teil 2: Schadstoffausbreitung und Anwendung. - *Meteorologische Zeitschrift* 6, 130 - 136
- GROß, G., FREY, T., MOSIMANN, T., TRUTE, P. & LESSING, R. (1996): Die Untersuchung kleinräumiger Kaltluftabflüsse mittels empirischer Abschätzung und numerischer Simulation. - *Meteorologische Zeitschrift* 5, 76 - 89
- GRUNOW, J. (1936): Der Luftaustausch in der Großstadt. - *Zeitschrift des Vereines deutscher Ingenieure* 80, (3), 70 - 72
- GUDERIAN, R. (1977): Air pollution. Phytotoxicity of acidic gases and its significance in air pollution control. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 127 S.
- GUDERIAN, R. (Hrsg.) (1985): Air pollution by photochemical oxidants. Formation, transport, control and effects on plants. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 346 S.
- GUDERIAN, R. (Hrsg.) (2000a): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Atmosphäre. Anthropogene und biogene Emissionen, Photochemie der Troposphäre, Chemie der Stratosphäre und Ozonabbau. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 424 S.
- GUDERIAN, R. (Hrsg.) (2000b): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Terrestrische Ökosysteme. Immissionsökologische Grundlagen, Wirkungen auf Boden, Wirkungen auf Pflanzen. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 602 S.
- GUDERIAN, R. & BECKER, K. (1985): Air pollution by photochemical oxidants. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 346 S.
- GUDERIAN, R. & STRATMANN, H. (1968): Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. Teil III: Grenzwerte schädlicher SO₂ Immissionen für Obst- und Forstkulturen sowie für landwirtschaftliche und gärtnerische Pflanzenarten. Nr. 1920. Westdeutscher Verlag, Köln,
- HALIK, Ü. (2003): Stadtbegrünung im ariden Milieu. = Berliner Beiträge zu Umwelt und Entwicklung., 20. Technische Universität Berlin, Berlin.
- HAMADA, T. & MIKAMI, T. (1994): Cool island phenomenon in urban green spaces: A case study of Meiji Shrine and Yoyogi Park. - *Geographical Review of Japan* 67, 518 - 529

- HANNA, S. R., BRITTER, R. & FRANZESE, P. (2003): A baseline urban dispersion model evaluated with Salt Lake City and Los Angeles tracer data. - *Atmospheric Environment* 37, (36), 5069 - 5082
- HEIN, E. (1998): Planungsformen und Planungsinhalte. - in: AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (Hrsg.): *Methoden und Instrumente räumlicher Planung*. Verlag der ARL, Hannover, 186 - 204
- HEISLER, G. M. (1977): Trees modify metropolitan climate and noise. - *Journal of Arboriculture* 3, 201 - 207
- HELBIG, A., BAUMÜLLER, J. & KERSCHGENS, M. J. (Hrsg.) (1999): *Stadtklima und Luftreinhaltung*. 2. Aufl. Springer, Berlin.
- HELLSTRÖM, A. (2003): Uptake of airborne organic pollutants in pine needles. Geographical and seasonal variations. = *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, SLU, Dept. of Environmental Assessment, Uppsala, 39 S.
- HELMIS, C. G. & PAPADOPOULOS, K. H. (1996): Some aspects of the variation with time of katabatic flow over a simple slope. - *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 122, 595 - 610
- HENNEBO, D. (1955): *Staubfilterung durch Grünanlagen*. Verlag Technik Berlin, Berlin, 79 S.
- HENNINGER, S. M. (2005): Analyse der atmosphärischen CO₂-Konzentration am Beispiel der Stadt Essen. = *Essener Ökologische Schriften*, Universität Duisburg-Essen, Essen, 192 S.
- HERRINGTON, L. P. (1977): The role of urban forests in reducing urban energy consumption. - in: *Conference Proceedings Society of American Foresters*, Washington D. C., 60 - 66
- HOFFMANN, J. & KABISCH, K. (1998): Investigations of the acceptance of selected green areas in Leipzig city. - in: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & UHLMANN, O. (Hrsg.): *Urban Ecology*. Springer, Berlin, Heidelberg, 387 - 389
- HONJO, T., NARITA, K.-I., SUGAWARA, H., MIKAMI, T., KIMURA, K. & KUWATA, N. (2003): Observation of cool island effect in urban park (Shinjuku Gyoen). - in: *International Conference on Urban Climate*, ICUC 5 Vol. 2 International Association for Urban Climate, Lodz, 261 - 264
- HONJO, T. & TAKAKURA, T. (1986): Analysis of temperature distribution of urban green spaces using remote sensing data. - *Journal of the Japanese Institute of Landscape Architects* 49, 299 - 304
- HONJO, T. & TAKAKURA, T. (1991): Simulation of Thermal Effects of Urban Green Areas on their Surrounding Areas. - *Energy and Buildings* 15, (3 - 4), 443 - 446
- HÖPPE, P. (1984): *Die Energiebilanz des Menschen*. = *Münchener Universitäts-Schriften*, Fachbereich Physik, Wissenschaftliche Mitteilungen., München, 173 S.
- HÖPPE, P. (1991): Improving indoor thermal comfort by changing outdoor conditions. - *Energy and Buildings* 15, 743 - 747
- HÖPPE, P. (1992): Ein neues Verfahren zur Bestimmung der mittleren Strahlungstemperatur im Freien. - *Wetter und Leben* 44, 147 - 151
- HÖPPE, P. (1999): The physiological equivalent temperature - a universal index for the biometeorological assesment of the thermal environment. - *International Journal of Biometeorology* 43, 71 - 75
- HÖPPE, P. (2001): Different aspects of assessing indoor and outdoor thermal comfort. - in: OXFORD CENTRE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (Hrsg.): *Moving thermal comfort standards into the 21st century*. Oxford Brookes, Oxford, 368 - 375
- HÖPPE, P. & MAYER, H. (1987): Planungsrelevante Bewertung der thermischen Komponente des Stadtklimas. - *Landschaft und Stadt* 19, (1), 22 - 30
- HORBERT, M. (2000): *Klimatologische Aspekte der Stadt- und Landschaftsplanung*. Berlin.

- HOUGHTON, J. T., DING, Y., GRIGGS, D. J., NOGUER, M., VAN DER LINDEN, P. J., DAI, X., MASKELL, K. & JOHNSON, C. A. (Hrsg.) (2001): Climate Change 2001. The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, New York, 881 S.
- HUANG, Y. J., AKBARI, H., TAHA, H. & ROSENFELD, A. H. (1987): The Potential of Vegetation in Reducing Summer Cooling Loads in Residential Buildings - Journal of Climate and Applied meteorology 26, 1103 - 1116
- HUPFER, P. & KUTTLER, W. (Hrsg.) (1998): Witterung und Klima 10 Aufl. B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig, 413 S.
- HUPFER, P. & KUTTLER, W. (Hrsg.) (2005): Witterung und Klima 11 Aufl. B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden, 554 S.
- INCLAN, M. G., FORKEL, R., DLUGI, R. & STULL, R. B. (1996): Application of transilient turbulent theory to study interactions between the atmospheric boundary layer and forest canopies. - Boundary-Layer Meteorology 79, 315 - 344
- INSTITUT FÜR METEOROLOGIE (1984): Berliner Wetterkarte vom 14.-17.10.1984 und vom 27.-30.10.1984. Freie Universität Berlin, Berlin
- JAUREGUI, E. (1990): Influence of a Large Urban Park on Temperature and Convective Precipitation in a Tropical City - Energy and Buildings 15 - 16, 457 - 463
- JENDRITZKY, G., MAAROUF, A. & STAIGER, H. (2001): Looking for a universal thermal climate index UTCI for outdoor applications. - in: OXFORD CENTRE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (Hrsg.): Moving thermal comfort standards into the 21st century. Oxford Brookes, Oxford, 353 - 367
- JENDRITZKY, G., MENZ, G., SCHMIDT-KESSEN, W. & SCHIRMER, H. (1990): Methodik zur räumlichen Bewertung der thermischen Komponente im Bioklima des Menschen. Fortgeschriebenes Klima-Michel-Modell. = Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, 114. Verlag der ARL, Hannover,
- JENDRITZKY, G., SÖNNING, W. & SWANTES, H. J. (1979): Ein objektives Bewertungsverfahren zur Beschreibung des themischen Milieus in der Stadt- und Landschaftsplanung. = Beiträge Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hermann Schrödel Verlag, Hannover, 85 S.
- JOHNSON, G. T. & HUNTER, L. J. (1999): Some insights into typical urban canyon airflows. - Atmospheric Environment 33, 3991 - 3999
- JOHNSON, G. T. & WATSON, I. D. (1984): The determination of view-factors in urban canyons. - Journal of Climate and Applied meteorology 23, 329 - 335
- JONES, H. G. (1992): Plants and microclimate. 2 Aufl. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne, 428 S.
- JONSSON, P (2000): The climate of a growing sub-tropical urban area. A field study of Gaborone, Botswana. Earth Science Centre, Göteborg University, Göteborg, 41 S.
- KAISER, M. (1998): Requirements and possibilities of best management practices for stormwater run-off from the view of ecological town planning. - in: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & UHLMANN, O. (Hrsg.): Urban Ecology. Springer, Berlin, Heidelberg, 133 - 137
- KANDA, M., INAGAKI, S. & HINO, M. (1991): Field observation and numerical experiments on the effect of plant and water surface on urban meteorological environment. - Annual Journal of hydraulic engineering 35, 585 - 590
- KASANKO, M., BARREDO, J. I., LAVALLE, C., MCCORMICK, N., DEMICHELI, L., SAGRIS, V. & BREZGER, A. (2005): Are European cities becoming dispersed? A comparative analysis of fifteen european urban areas. - Landscape and Urban Planning Im Druck

- KASTNER-KLEIN, P., BERKOWICZ, R. & BRITTER, R. (2004): The influence of street architecture on flow and dispersion in street canyons. - *Meteorology and Atmospheric Physics* 87, 121 - 131
- KATZSCHNER, L. (2004): Klimabewertung von Stadtplätzen. - in: DACH Meteorologentagung Technische Universität Karlsruhe, Karlsruhe, 1 - 10
- KIESE, O. & OTTO, G. (1986): Windanalyse der Stadt Dortmund (unveröffentlicht). Essen, 63 S.
- KIESE, O., VOIGT, J., KELKER, J. & SCHÖPPER, H. (1992): Stadtklima Münster. Entwicklung und Begründung eines klimarelevanten Planungskonzeptes für das Stadtgebiet von Münster. = Werkstattberichte zum Umweltschutz., 1/1992. Münster, 247 S.
- KIESE, O. (1988): Die Bedeutung verschiedenartiger Freiflächen für die Kaltluftproduktion und die Frischluftversorgung von Städten. - *Landschaft und Stadt* 20, (2), 67 - 71
- KIESE, O. (1995): Die bioklimatische Funktion innerstädtischer, insbesondere baumbestandener Grünflächen. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 24, 395 - 401
- KJELGREN, R. & MONTAGUE, T. (1998): Urban tree transpiration over turf and asphalt surfaces. - *Atmospheric Environment* 32, (1), 35 - 41
- KLEINLOSEN, M. & FARNY, H. (1987): Die Klimafunktion von Kleingartenanlagen. - *Natur und Landschaft* 62, (11), 478 - 480
- KNAPP, D. (1998): Klima-Messungen im Plangebiet Stuttgart 21 - eine Analyse themisch induzierter Ausgleichsströmungen an städtischen Grünanlagen. Landeshauptstadt Stuttgart, Stuttgart.
- KO, M. K. W., SZE, N. D., WANG, W.-C., SHIA, G., GOLDMAN, A., MURCRAY, F. J., MURCRAY, D. G. & RINSLAND, C. P. (1993): Atmospheric Sulfur Hexafluoride: Sources, sinks and greenhouse warming. - *Journal of Geophysical Research* 98, (D6), 10499 - 10507
- KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET (1986): Klimaanalyse Stadt Dortmund. = Planungshefte Ruhrgebiet, 18. 39 S.
- KUTSCH, W. L., HERBST, M., VANSELOW, R., HUMMELSHOEJ, P., JENSEN, N. O. & KAPPEN, L. (2001): Stomatal acclimation influences water and carbon fluxes of a beech canopy in northern Germany. - *Basic and Applied Ecology* 2, 265 - 281
- KUTTLER, W. (1993): Planungsorientierte Stadtklimatologie. Aufgaben, Methoden und Fallbeispiele. - *Geographische Rundschau* 45, (2), 95 - 109
- KUTTLER, W. (1998): Stadtklima. - in: SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.): *Stadtökologie*. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2 Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart, 125 - 167
- KUTTLER, W. (1999): Human-biometeorologische Bewertung stadtklimatologischer Erkenntnisse für die Planungspraxis. - in: MÜLLER, U., KUTTLER, W. & TETZLAFF, G. (Hrsg.): *Wissenschaftliche Mitteilungen Band 13: Workshop Stadtklima* Selbstverlag des Instituts für Meteorologie Universität Leipzig und des Instituts für Troposphärenforschung e.V., Leipzig, 100 - 115
- KUTTLER, W. (2004a): Stadtklima. Teil 1: Grundzüge und Ursachen. - *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (UWSF - Z Umweltchem Ökotox)* 16, (3), 187 - 199
- KUTTLER, W. (2004b): Stadtklima. Teil 2: Phänomene und Wirkungen. - *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (UWSF - Z Umweltchem Ökotox)* 16, (4), 263 - 274
- KUTTLER, W. & DÜTEMEYER, D. (2003): Umweltmeteorologische Untersuchungsmethoden. - *Promet - Meteorologische Fortbildung* 30, (1), 15 - 27
- KUTTLER, W. & JOCHIMSEN, M. (Hrsg.) (1994): *Immissionsökologische Forschung im Wandel der Zeit*. Festschrift für Robert Guderian. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 284 S.

- KUTTNER, W. & STRASSBURGER, A. (1999): Air quality measurements in urban green areas - a case study. - *Atmospheric Environment* 33, 4101 - 4108
- LAHME, E. & BRUSE, M. (2003): Microlimatic effects of a small urban park in a densely built up area: Measurements and model simulations. - in: *International Conference on Urban Climate 5 Vol. 2* Lodz, 273 - 276
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) (2005): Screening der Geräuschbelastung in NRW. <http://www.lua.nrw.de>
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) (2004a): Beurteilungsmaßstäbe für krebserzeugende Verbindungen. <http://www.lua.nrw.de> Abrufdatum: 01.06.2004a
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) (2004b): Umweltthema Luft. Internet: <http://www.lua.nrw.de> Abrufdatum: 01.06.2004b
- LANDSBERG, H. E. (1981): The urban climate. = *International Geophysics Series*, 28. Academic Press, New York, London, Toronto, Sydney, San Francisco, 275 S.
- LARCHER, W. (2001): Ökophysiologie der Pflanzen. Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. 6. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 408 S.
- LATACZ, T. (2005): Thermische Eigenschaften eines Stadtbodens. - persönliche Mitteilung
- LESER, H., HAAS, H.-D., MOSIMANN, T., PAESLER, R. & HUBER-FRÖHLI, J. (1998): Wörterbuch allgemeine Geographie. 10. Aufl. Westermann, Deutscher Taschenbuch Verlag, München, Braunschweig, 1037 S.
- LETTAU, H. H. (1969): Note on the aerodynamic roughness parameter on the basis of roughness element description. - *Journal of Applied Meteorology* 8, (5), 828 - 832
- LEVITT, D. G., SIMPSON, J. R., GRIMMOND, C. S. B., MCPHERSON, E. G. & ROWNTREE, R. A. (1994): Neighborhood-scale temperature variation related to canopy cover differences in southern California. - in: *11th Conference on Biometeorology and Aerobiology* American Meteorological Society, Boston, 349 - 352
- LEWIS, J. E., NICHOLAS, F. W., SCALES, S. M. & WOOLLUM, C. A. (1971): Some effects of urban morphology on street level temperatures at Washington D.C. - *Journal of the Washington Academy of Sciences* 61, (4), 258 - 265
- LOVELOCK, J. E. & FERBER, G. J. (1982): Exotic Tracers for atmospheric studies. - *Atmospheric Environment* 16, (6), 1467 - 1471
- LÜFTNER, H. (1996): Das Regionalklima im Ruhrgebiet: Entwicklung, Analyse und Darstellungsmöglichkeiten des Klimas in einem urban-industriellen Verdichtungsraum. = *Europäische Hochschulschriften*, Lang, Frankfurt am Main, 267 S.
- MACDONALD, R. W. (2000): Modelling the mean velocity profile in the urban canopy layer. - *Boundary-Layer Meteorology* 97, 25 - 45
- MAISS, M. & LEVIN, I. (1994): Global increase of SF₆ observed in the atmosphere. - *Geophysical Research Letters* 21, (7), 569 - 572
- MAISS, M., STEELE, P. L., FRANCEY, R. J., FRASER, P. J., LANGENFELDS, R. L., TRIVETT, N. B. A. & LEVIN, I. (1996): Sulfur Hexafluoride - a powerful new atmospheric tracer. - *Atmospheric Environment* 30, (10/11), 1621 - 1629
- MARSHALL, B. J., WOOD, C. J., GARDINER, B. A. & BELCHER, R. E. (2002): Conditional sampling of forest canopy gusts. - *Boundary Layer Meteorology* 102, 225 - 251
- MATZARAKIS, A. (2001): Die thermische Komponente des Stadtklimas. = *Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg*, 6. Freiburg, 267 S.

- MATZARAKIS, A. & MAYER, H. (1996): Another kind of environmental stress: Thermal stress. - Newsletter of the WHO Collaborating Centre for Air Quality Management and Air Pollution Control. 18, 7 - 10
- MATZARAKIS, A., RUTZ, F. & MAYER, H. (2000): Estimation and calculation of the mean radiant temperature within urban structures. - in: DE DEAR, R. J., KALMA, J. D., OKE, T. R. & AULICIEMS, A. (Hrsg.): Biometeorology and urban climatology at the turn of the millenium. Selected Papers from the Conference ICB-ICUC 1999 Vol. 1026 Sydney, 273 - 278
- MATZARAKIS, A. & STREILING, S. (2004): Stadtklimatische Eigenschaften von Bäumen. - Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft. 64, (6), 307 - 310
- MAYER, H. (1999): Air pollution in cities. - Atmospheric Environment 33, 4029 - 4037
- MAYER, H., BECKRÖGE, W. & MATZARAKIS, A. (1994): Bestimmung von stadtklimarelevanten Luftleitbahnen. - UVP-Report 5, 265 - 268
- MAYER, H., KALBERLAH, D., AHRENS, D. & REUTER, U. (2002): Analyse von Indizes zur Bewertung der Luft. - Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft. 62, 177 - 183
- MAYER, H., MAKRA, L., AHRENS, D., REUTER, U. & GRIEM, P. (2003a): Luftbelastungs- und Luftqualitätsindizes. - in: Fachtagung METTOOLS V Deutsche Meteorologische Gesellschaft, Essen, 121 - 124
- MAYER, H. & MATZARAKIS, A. (1998): Human-biometeorological assessment of urban microclimates' thermal component. - in: Proceedings of the second Japanes-German meeting "Klimaanalyse für die Stadtplanung". Special report. Vol. 1 Kobe, 155 - 168
- MAYER, H., MATZARAKIS, A. & IZIOMON, M. G. (2003b): Spatio-temporal variability of moisture conditions within the urban canopy layer. - Theoretical and Applied Climatology 76, 165 - 179
- MAYER, H. & SUPPAN, P. (1990): Untersuchung der kleinklimatischen Wirkung urbaner Strukturen (Bericht zum Forschungsvorhaben KLIWUS). Lehrstuhl für Bioklimatologie und Angewandte Meteorologie, Universität München, München.
- MCPHERSON, E. G. (1994): Cooling urban heat islands with sustainable landscapes. - in: RUTHERFORD, H. P., ROWNTREE, R. A. & MUICK, P. C. (Hrsg.): The ecological city: Preserving and restoring urban biodiversity. University of Massachusetts Press, Amherst, 151 - 171
- MCPHERSON, E. G. & NOWAK, D. J. (1993): Value of urban greenspace for air quality improvement: Lincoln Park, Chicago. - Arborist news 2, (6), 30 - 32
- MELHUISH, E. & PEDDER, M. (1998): Observing an urban heat island by bicycle. - Weather 53, 121 - 128
- MESSER-GRIESHEIM (Hrsg.) (2000): Gase hoher Reinheit. 4 Aufl. Krefeld, 229 S.
- MEYNEN, E. & SCHMIDTHÜSEN, F. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bonn, Band I + II S.
- MIESS, M. (1974): Planungsrelevante und kausalanalytische Aspekte der Stadtklimatologie. - Landschaft und Stadt 1, 9 - 16
- MIKAMI, T., HAMADA, T., KIRIHARA, H. & USHIYAMA, M. (2002): Cool island phenomena in a large green park in Tokyo. - in: Fourth symposium on the urban environment Norfolk, VA, 219 - 220
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NRW (Hrsg.) (1989): Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- MIZUNO, M., NAKAMURA, Y., MURAKAMI, H. & YAMAMOTO, S. (1990): Effects of Land Use on Urban Horizontal Atmospheric Temperature Distributions - Energy and Buildings 15 - 16, 165 - 176
- MÖLLER, D. (2003): Luft. Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht. Walter de Gruyter, Berlin, New York, 750 S.

- MONTEITH, J. L. & UNSWORTH, M. H. (1990): Principles of environmental physics. 2 Aufl. Butterworth-Heinemann, London, 304 S.
- MORIWAKI, R. & KANDA, M. (2003): Seasonal and diurnal variations of radiation, heat, water vapor and CO₂ fluxes over a suburban area. - in: International Conference on Urban Climate 5 Vol. 1 Lodz, 293 - 296
- MOSER, P. (1998): The role of social participants in the communal process of climate protection. - in: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & UHLMANN, O. (Hrsg.): Urban Ecology. Springer, Berlin, Heidelberg, 181 - 182
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1996): Klimadaten von Deutschland. Zeitraum 1961 - 1990. Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main, 431 S.
- NAKAI, Y., KITAMURA, K., SAKAMOTO, T., TERAJIMA, T. & SHIRAI, T. (1999): The albedo above forests - seasonal variation, comparison of forest species, and the influence of thinning. - in: DE DEAR, R. J., KALMA, J. D., OKE, T. R. & AULICIEMS, A. (Hrsg.): Biometeorology and Urban Climatology at the turn of the millennium: Selected Papers from the Conference ICB-ICUC '99. WMO, Sydney, 223 - 228
- NARITA, K.-I., MIKAMI, T., HONJO, T., SUGAWARA, H., KIMURA, K. & KUWATA, N. (2002): Observations about cool-island phenomena in urban park. - in: Fourth symposium on the urban environment Norfolk, VA, 86 - 87
- NAUMANN, M. (1981): Stadtklimatisch-ökologische Auswirkungen öffentlicher Grünanlagen auf die Temperatur in städtischen Ballungsräumen am Beispiel von Mainz. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 10, 147 - 150
- NIELSEN, T., JORGENSEN, H. E., LARSEN, J. C. & POULSEN, M. (1996): City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagens: occurrence, sources and health effects. - The Science of the Total Environment 189/190, 41 - 49
- NIKOLOPOULOU, M. (Hrsg.) (2002): RUROS Rediscovering the Urban Realm and Open Spaces. Mid-Term Assesment Report. Centre for Renewable Energy Sources, Pikerimi, 52 S.
- NOWAK, D. J. (2004): The effects of urban trees on air quality. <http://www.fs.fed.us/ne/syracuse/TREE%20Air%20Qual.pdf> Abrufdatum: 18.04.2005
- NOWAK, D. J. & CRANE, D. E. (2000): The urban forest effects (UFORE) Model: Quantifying Urban Forest Structure and Functions. - in: Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century: proceedings of the IUFRO conference. USDA, Forest Service, St. Paul, MN, 714 - 720
- NOWAK, D. J., CRANE, D. E., WALTON, J. T., TWARDUS, D. B. & DWYER, J. F. (2003): Understanding and quantifying urban forest structure, functions, and value. - in: Urban forest planning: sustainable forests for healthy communities: proceedings of the 5th Canadian urban forest conference. Tree Canada Foundation, Ontario, 27-1 - 27-9
- Nowak, D. J., Rowntree, R. A., McPherson, E. G., Sisinni, S. M., Kerkmann, E. R. & Stevens, J. C. (1996): Measuring and analyzing urban tree cover. - Landscape and Urban Planning (36), 49 - 57
- NUNEZ, M., ELIASSON, I. & LINDGREN, J. (2000): Spatial variations of incoming longwave radiation in Göteborg, Sweden. - Theoretical and Applied Climatology 67, 181 - 192
- OFFERLE, B., GRIMMOND, C. S. B., FORTUNIAK, K., OKE, T. R. & KLYSIK, K. (2003): Temporal variability in heat fluxes over a northern european downtown. - in: International Conference on Urban Climate 5 Vol. 1 Lodz, 301 - 304
- OKE, T. R. (1982): The energetic basis of the urban heat island. - Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 108, 1 - 24
- OKE, T. R. (1984a): Methods in urban climatology. - Zürcher Geographische Schriften 14, 19 - 29

- OKE, T. R. (1984b): Towards a prescription for the greater use of climatic principles in settlement planning. - *Energy and Buildings* 7, 1 - 10
- OKE, T. R. (1987): *Boundary layer climates*. 2nd Aufl. Methuen, London, New York, 435 S.
- OKE, T. R. (1989): The micrometeorology of the urban forest - *Philosophical Transactions of the Royal Society London, Series B* 324, 335 - 349
- OKE, T. R. (1997): Urban Environments. - in: BAILEY, W. G., OKE, T. R. & ROUSE, W. R. (Hrsg.): *The surface climates of Canada*. McGill-Queen's University Press, Montreal, Kingston, 303 - 327
- OKE, T. R., JOHNSON, G. T., STEYN, D. G. & WATSON, I. D. (1991): Simulation of surface urban heat islands under 'ideal' conditions at night. Part II: Diagnosis of causation. - *Boundary-Layer Meteorology* 56, 339 - 358
- ORLANSKI, I. (1975): A rational subdivision of scales for atmospheric processes. - *Bulletin of the American Meteorological Society* 56, (5), 527 - 530
- PARLOW, E. (2003): The urban heat budget derived from satellite data. - *Geographica Helvetica* (2), 99 - 111
- PASQUILL, F. (1961): The estimation of the dispersion of windborne material. - *Meteorological Magazine* 90, 33 - 49
- PATZ, R. & KUHPFAHL, I. (1998): Green areas in the city - acceptance of changes. Halle (Saale) as an example. - in: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & UHLMANN, O. (Hrsg.): *Urban Ecology*. Springer, Berlin, Heidelberg, 404 - 406
- PEARLMUTTER, D. (1998): Street canyon geometry and microclimate: Designing for urban comfort under arid conditions. - in: *Environmental friendly cities, Proceedings of PLEA '98*. James and James Publishers, Lisbon, 163 - 166
- PERSSON, P. (1997): Differential Nocturnal Cooling in the Landscape Detected by Mobile Measurements - *Theoretical and Applied Climatology* 56, (3-4), 215 - 224
- PFÜTZNER, F. H. (1965): Über die thermischen Verhältnisse in städtischen Freiflächen. - *Zeitschrift für die gesamte Hygiene und ihre Grenzgebiete* 11, (2), 81 - 88
- PLATE, E. J. (1982): *Engineering Meteorology* Elsevier, Amsterdam, 740 S.
- POLSTER, G. (1969): Erfahrungen mit Strahlungs-, Temperaturgradient- und Windmessungen als Bestimmungsgrößen der Diffusionskategorien. - *Meteorologische Rundschau* 22, 170 - 175
- POTCHTER, O., COHEN, P., YAAKOV, Y. & BITAN, A. (2003): The climatic behavior of various types of urban Parks in coastal mediterranean city during the summer - The case of Tel Aviv, Israel. in: *International Conference on Urban Climate 5 Vol. 2 Lodz*, 281 - 284
- PRESSMAN, N. E. P. (1995): Sustainable winter cities: Future directions for planning, policy and design. - *Atmospheric Environment* 30, (3), 521 - 529
- PRIESTLEY, C. H. B. & TAYLOR, R. J. (1972): On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. - *Monthly Weather Review* 100, 81 - 92
- PULIAFITO, E., PULIAFITO, C., QUERO, J. & GUERREIRO, P. (1998): Airborne pollutants from mobile sources for the city of Mendoza, Argentina. - in: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & UHLMANN, O. (Hrsg.): *Urban Ecology*. Springer, Berlin, Heidelberg, 99 - 103
- RAFAILIDIS, S. (1997): Influence of building areal density and roof shape on the wind characteristics above a town. - *Boundary-Layer Meteorology* (85), 255 - 271
- RAJA, I. A. & VIRK, G. S. (2001): Thermal comfort in urban open spaces: A review. - in: *OXFORD CENTRE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT* (Hrsg.): *Moving thermal comfort standards into the 21st century*. Oxford Brookes, Oxford, 342 - 375

- RAPPOLT, T. J. (2001): Field test data Report: Measurements of atmospheric dispersion in the Los Angeles urban environment summer 2001. unveröffentlicht.
- REGIONALVERBAND RUHR (2005): Klimaanalyse Stadt Dortmund. <http://www.rvr-online.de>
- REITER, S. (1999): Lärmbewertungskriterien und Mindestgrößen zur Berücksichtigung von Ruhezeiten für die Erholung. - UVP-Report 3, 141 - 144
- REUTER, U., BAUMÜLLER, J. & HOFFMANN, U. (1991): Luft und Klima als Planungsfaktor im Umweltschutz. Grundlagen für die kommunale Planungs- und Entscheidungspraxis. 1. Aufl. Expert Verlag, Ehningen,
- RICHARDS, K. & OKE, T. R. (2002): Validation and results of a scale model of dew deposition in urban environments. - International Journal of Climatology 22, 1915 - 1933
- RIPLEY, E. A., ARCHIBOLD, O. W. & BRETTELL, D. L. (1996): Temporal and spatial temperature patterns in Saskatoon. - Weather 51, 398 - 405
- ROEDEL, W. (1994): Physik unserer Umwelt: Die Atmosphäre. 2. Auflage Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 467 S.
- ROORDA-KNAPE, M. C., JANSSEN, N. A. H., DE HARTOG, J. J., VAN VLIET, P. H. N., HARSEMA, H. & BRUNEKREEFF, B. (1998): Air pollution from traffic in city districts near major motorways. - Atmospheric Environment 32, 1921 - 1930
- ROTACH, M. W. (1999): On the influence of the urban roughness sublayer on turbulence and dispersion. - Atmospheric Environment 33, 4001 - 4008
- SAARONI, H., EYAL, B.-D., BITAN, A. & POTCHTER, O. (2000): Spatial distribution and microscale characteristics of the urban heat island in Tel-Aviv, Israel. - Landscape and Urban Planning 48, 1 - 18
- SAITO, I., ISHIHARA, O. & KATAYAMA, T. (1990): Study of the effect of green areas on the thermal environment in an urban area. - Energy and Buildings 15, (3 - 4), 493 - 498
- SCAPERDAS, A. & COLVILE, R. N. (1999): Assessing the representativeness of monitoring data from an urban intersection site in central London, UK. - Atmospheric Environment 33, 661 - 674
- SCHELEICHOWSKI, G. W. (1950): Das Mikroklima der südlichen Städte. - Sowjetwissenschaft.Naturwissenschaftliche Abteilung. 3, 126 - 129
- SCHNELLE, F. (Hrsg.) (1963): Frostschutz im Pflanzenbau, Band 1: Die meteorologischen Grundlagen der Frostschadensverhütung. BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Basel, 488 S.
- Schulte, W., Werner, P., Blume, H.-P., Breuste, J., Finke, L., Grauthoff, M., Kuttler, W., Mook, V., Muehlenberg, A., Pustal, W., Reidl, K., Voggenreiter, V. & Wittig, R. (1997): Richtlinien für eine naturschutzbezogene, ökologisch orientierte Stadtentwicklung in Deutschland. - Natur und Landschaft 72, (12), 535 - 549
- SEITZ, R. (1975): Klimatologie und Regionalplanung. Stadtklima Mannheim-Ludwigshafen. Heidelberg, 98 S.
- SHASHUA-BAR, L. & HOFFMAN, M. E. (2000): Vegetation as a climatic component in the design of an urban street. An empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees. - Energy and Buildings 31, 221 - 235
- SHAW, D. C. & BIBLE, K. (1996): An overview of forest canopy ecosystem functions with reference to urban and riparian systems. - Northwest Science 70, 1 - 6
- SMITH, W. H. (1990): Air pollution and forests. Interaction between air contaminants and forest ecosystems. 2. Aufl. Springer, New York, Berlin, 618 S.
- SPERBER, H. (1974): Mikroklimatisch-ökologische Untersuchungen an Grünanlagen in Bonn. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, 226 S.

- SPRONKEN-SMITH, R. A. & OKE, T. R. (1999): Scale modelling of nocturnal cooling in urban parks. - *Boundary-Layer Meteorology* 93, 287 - 312
- SPRONKEN-SMITH, R. A. (1994): *Energetics and Cooling in Urban Parks*. University of British Columbia, Vancouver, 204 S.
- SPRONKEN-SMITH, R. A. & OKE, T. R. (1998): The thermal regime of urban parks in two cities with different summer climates. - *International Journal of Remote Sensing* 19, (11), 2085 - 2104
- SPRONKEN-SMITH, R. A., OKE, T. R. & LOWRY, W. P. (2000): Advection and the surface energy balance across an irrigated urban park. - *International Journal of Climatology* 20, 1033 - 1047
- STADT DORTMUND (Hrsg.) (2004a): *Bevölkerung. Jahresbericht 2004*. Stadt Dortmund, Statistik und Wahlen, Dortmund, 22 S.
- STADT DORTMUND (2004b): *Flächennutzungsplan der Stadt Dortmund*. Stand: August 2004. http://www1.dortmund.de/themen/planenundbauen/subthemen/stadtplanungsamt/f_plan.jsp
Abrufdatum: 30.10.2005b
- STADT DORTMUND (Hrsg.) (2004c): *Lebensraum Dortmund. Jahresbericht 2004*. Stadt Dortmund, Statistik und Wahlen, Dortmund, 36 S.
- STADT DORTMUND (Hrsg.) (2005): *Jahrbuch 2005*. Stadt Dortmund, Statistik und Wahlen, Dortmund, 155 S.
- STAIGER, H., BUCHER, K. & JENDRITZKY, G. (1997): Die physiologisch gerechte Bewertung von Wärmebelastung und Kältestreß beim Aufenthalt im Freien mit der Maßzahl Grad Celsius. - *Annalen der Meteorologie* 33, 100 - 107
- STRASSBURGER, A. (2004): Analyse atmosphärischer Spurengase zur Bestimmung des lufthygienischen Erholungswertes eines urbanen Parks. = Universität Duisburg-Essen, Essen, 167 S.
- STRASSBURGER, A. & KUTTLER, W. (1998): Diurnal courses of ozone in an inner urban park. - *Meteorologische Zeitschrift* 7, 15 - 18
- STULL, R. B. (1988): *An introduction to boundary layer meteorology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 666 S.
- STULL, R. B. (1995): *Meteorology today for scientists and engineers - A technical companion book*. West Publishing Company, Minneapolis, New York, Los Angeles, San Francisco, 385 S.
- STURMAN, A. P. (1998): Applied climatology. - *Progress in Physical Geography* 22, (4), 558 - 565
- SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.) (1998): *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. 2 Aufl. Gustav Fischer, Stuttgart, 474 S.
- SUNDERSINGH, S. D. (1990): Effect of heat islands over urban Madras and measures for its mitigation. - *Energy and Buildings* 15-16, 245 - 252
- TAHA, H. (1997): Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. - *Energy and Buildings* 25, (2), 99 - 103
- TAHA, H., AKBARI, H. & ROSENFELD, A. H. (1991): Heat island and oasis effects of vegetative canopies: Micro-meteorological field-measurements. - *Theoretical and Applied Climatology* 44, 123 - 138
- TAHA, H., DOUGLAS, S. & HANEY, J. (1997): Mesoscale meteorological and air quality impacts of increased urban albedo and vegetation. - *Energy and Buildings* 25, 169 - 177
- TAKAGI, M. & GYOKUSEN, K. (2004): Light and atmospheric pollution affect photosynthesis of street trees in urban environments. - *Urban Forestry and Urban Greening* (2), 167 - 171
- THEOBALD, J. & KUTTLER, W. (1987): *Biologischer Schallschutz in der Stadt*. - *Planungshefte Ruhrgebiet* 20, 101 - 119

- THEURER, W. (1993): Ausbreitung bodennaher Emissionen in komplexen Bebauungen. = Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft an der Universität Karlsruhe (TH), 45. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, 187 S.
- THEURER, W. (1999): Typical building arrangements for urban air pollution modelling. - *Atmospheric Environment* 33, 4057 - 4066
- THORSSON, S. & ELIASSON, I. (2003): Intra-Urban Thermal Breeze in Göteborg, Sweden. - *Theoretical and Applied Climatology* 75, (1-2), 93 - 104
- THORSSON, S., LINDQVIST, M. & LINDQVIST, S. (2004): Thermal bioclimatic conditions and patterns of behaviour in an urban park in Göteborg, Sweden. - *International Journal of Biometeorology* 48, 149 - 156
- TYRVÄINEN, L. (1997): The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method. - *Landscape and Urban Planning* 37, 211 - 222
- UPMANIS, H. & CHEN, D. (1999): Influence of geographical factors and meteorological variables on nocturnal urban-park temperature differences - a case study of summer 1995 in Göteborg, Sweden - *Climate Research* 13, 125 - 139
- UPMANIS, H., ELIASSON, I. & ANDERSSON-SKÖLD, Y. (2001): Case studies of the spatial variation of benzene and toluene concentrations in parks and adjacent built-up areas - *Water, Air, & Soil Pollution* 129, (1-4), 61 - 81
- UPMANIS, H., ELIASSON, I. & LINDQVIST, S. (1998): The influence of green areas on nocturnal temperatures in a high latitude city (Göteborg, Sweden) - *International Journal of Climatology* 18, (6), 681 - 700
- VDI (Hrsg.) (1988): Schallausbreitung im Freien. VDI-Richtlinie, Blatt 2714, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- VDI (Hrsg.) (1995): Umweltmeteorologie. Meteorologische Messungen - Grundlagen. VDI-Richtlinie, Blatt 3786/1, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- VDI (Hrsg.) (1998): Umweltmeteorologie. Methoden zur human-biometeorologischen Bewertung von Klima und Lufthygiene für die Stadt- und Regionalplanung. Teil 1: Klima. VDI-Richtlinie, Blatt 3738/2, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- VDI (Hrsg.) (2003): Umweltmeteorologie. Lokale Kaltluft. VDI-Richtlinie, Blatt 3738/5, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- VINET, J., ANTOINE, M. J., RAYMOND, F. & INARD, C. (1999): Modelling the impact of urban vegetation to analyse urban microclimate and outdoor thermal comfort. - in: DE DEAR, R. J., KALMA, J. D., OKE, T. R. & AULICIEMS, A. (Hrsg.): *Biometeorology and Urban Climatology at the turn of the millennium: Selected Papers from the Conference ICB-ICUC '99*. WMO, Sydney, 3 - 8
- VON STÜLPNAGEL, A. (1987): Klimatische Veränderungen in Ballungsgebieten unter besonderer Berücksichtigung der Ausgleichswirkung von Grünflächen, dargestellt am Beispiel von Berlin (West) Berlin, 173 S.
- VU, C. T., Asaeda, T. & Abu, E. M. (1998): Reductions in air conditioning energy caused by a nearby park. - *Energy and Buildings* 29, 83 - 92
- WAINWRIGHT, C. W. K. & WILSON, M. J. G. (1962): Atmospheric pollution in a London park. - *International Journal of Air and Water Pollution* 6, 337 - 347
- WEBER, K., ROPERTZ, A. & KUTTLER, W. (2004): Erfassung und Analyse atmosphärischer Spurenstoffe im Bereich einer urbanen Grünfläche unter Verwendung optischer Fernmessverfahren. - *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 64, (6), 271 - 279
- WEBER, S. (2004): Energiebilanz und Kaltluftdynamik einer urbanen Luftleitbahn. = *Essener Ökologische Schriften*, 21. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 203 S.

- WEBER, S. & KUTTLER, W. (2003): Analyse der nächtlichen Kaltluftdynamik und -qualität einer stadtklimarelevanten Luftleitbahn. - *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 63, 381 - 386
- WEBER, S. & KUTTLER, W. (2005): Surface energy balance characteristics of a heterogeneous urban ballast facet. - *Climate Research* 28, 257 - 266
- WEISCHET, W. & ENDLICHER, W. (2000): Regionale Klimatologie. Teil 2 - Die Alte Welt, Europa Afrika Asien. = B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig, 626 S.
- WHITEN, A. J. (1956): The Ventilation of Oxford Circus - *Weather* 11, 227 - 229
- WIENERT, U. (2002): Untersuchungen zur Breiten- und Klimazonenabhängigkeit der urbanen Wärmeinsel - eine statistische Analyse. = *Essener Ökologische Schriften*, 16. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 210 S.
- WIESNER, K. P. (1986): Programme zur Erfassung von Landschaftsdaten, eine Bodenerosionsgleichung und ein Modell der Kaltluftentstehung. = *Heidelberger Geographische Arbeiten*, 79. Selbstverlag des Geographischen Instituts der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Heidelberg, 83 S.
- WILMERS, F. (1978): Grünflächenmeteorologie. - in: AKUMET Kolloquium Deutsche Meteorologische Gesellschaft; Arbeitskreis Meteorologische Fragen des Umweltschutzes, Berlin, 7.1 - 7.6
- WILMERS, F. (1991): Effects of Vegetation on Urban Climate and Buildings. - *Energy and Buildings* 15, (3 - 4), 507 - 514
- WINTER, F. (1956): Erfahrungen bei Messfahrten zur Beurteilung der Kaltluftgefahr. - *Meteorologische Rundschau* 9, (11 - 12), 219 - 221
- WITTIG, R. (1998): Flora und Vegetation. - in: SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.): *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. 2 Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart, 219 - 265
- WITTIG, R., SUKOPP, H. & KLAUSNITZER, B. (1998): Die ökologische Gliederung der Stadt - in: SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.): *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. 2 Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart, 316 - 372
- YAMASHITA, S. (1996): Detailed structure of heat island phenomena from moving observations from electric tram-cars in metropolitan Tokyo. - *Atmospheric Environment* 30, (3), 429 - 435
- YANG, J., MACBRIDE, J., ZHOU, J. & SUN, Z. (2005): The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. - *Urban Forestry and Urban Greening* 3, 65 - 78
- ZENGER, A., RÜHLING, A., BÄCHLIN, W. & LOHMEYER, A. (1994): Tracergasuntersuchungen zur naturgetreuen Simulation von atmosphärischen Transport- und Mischungsvorgängen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen. - *Staub, Reinhaltung der Luft* 54, 51 - 54
- ZIMMERMANN, R. (1984): Klimawirkung städtischer Freiräume in Ludwigshafen am Rhein. - *Mitteilungen der Pollichia* 72, 163 - 253
- ZMARSLY, E., KUTTLER, W. & PETHE, H. (2002): *Meteorologisch-klimatologisches Grundwissen*. 2 Aufl. Ulmer UTB, Stuttgart, 176 S.

11 Anhang

11.1 Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung	Bemerkungen
AVOC	anthropogene VOC	
BVOC	biogene VOC	
CO	Kohlenmonoxid	
CO ₂	Kohlendioxid	
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke	
ET	Evapotranspiration	
ET	Evapotranspiration	
H/W	Haushöhen-Straßenbreitenverhältnis	
MIR	maximale inkrementelle Reaktivität	
NO	Stickstoffmonoxid	
NO ₂	Stickstoffdioxid	
O ₃	Ozon	
PAR	photosynthetisch aktive Strahlung	380 – 710 nm
PCI	Park Cool Island (Park-Kälteinsel)	
PCI _{surf}	PCI, festgestellt für Oberflächentemperaturen	
PCII	Park Cool Island Intensität	in K
PMD	Park Moisture Deficit	
ü. Gr.	über Grund (Bodenoberfläche)	
ü. NN	über Normalnull	
UBL	Urban Boundary Layer	
UCL	Urban Canopy Layer	
UHI	Urban Heat Island (städtische Wärmeinsel)	
UHII	Urban Heat Island Intensität	in K
UME	Urban Moisture Excess	
UML	Urban Mixing Layer	
URS	Urban Roughness Layer	
VOC	flüchtige organische Verbindungen	

11.2 Symbolverzeichnis

Symbol	Bedeutung	Einheit
μ	Wärmeeindringkoeffizient	$\text{J s}^{-0,5} \text{ m}^{-2} \text{ K}^{-1}$
A	Fläche	m^2
A _d	Quotient aus betrachteter Grundfläche und Anzahl der Hindernisse	m^2
A _f	Die dem Wind frontal ausgesetzte Hindernisfläche	m^2
Bo	Bowen-Verhältnis (Q_H/Q_E)	1
d	Nullpunktverschiebung (Verdrängungsschichthöhe)	m
F	Depositionsflussdichte (Stoffflussdichte)	$\text{g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
f	Relative Luftfeuchtigkeit	%
f _v	Faktor zur Berechnung des Verkehrsaufkommens zu einer bestimmten Tageszeit aus der DTV	1
k	Spurenstoffkonzentration	$\mu\text{g m}^{-3}$ oder mg m^{-3}
K	Wärmedurchgangskoeffizient der Wände und Dächer	$\text{W m}^{-2} \text{ K}^{-1}$
K \uparrow	Reflektierte kurzwellige Strahlungsflussdichte	W m^{-2}
K \downarrow	Globalstrahlungsflussdichte	W m^{-2}
L \uparrow	Langwellige Ausstrahlungsflussdichte	W m^{-2}
L \downarrow	Atmosphärische Gegenstrahlungsflussdichte	W m^{-2}
m	Masse	Kg
p	Luftdruck	hPa
P	Niederschlag	mm
Q*	Strahlungsbilanz	W m^{-2}

Symbolverzeichnis (Forts.)

Q_{adv}	Advektionsterm (advehierter Wärmestrom)	$W\ m^{-2}$
Q_B	Bodenwärmeflussdichte	$W\ m^{-2}$
Q_E	Turbulent-latente Wärmeflussdichte	$W\ m^{-2}$
Q_F	Anthropogene Wärmeflussdichte	$W\ m^{-2}$
Q_H	Turbulent-sensible Wärmeflussdichte	$W\ m^{-2}$
Q_{met}	Metabolische Wärmeflussdichte	$W\ m^{-2}$
Q_S	Speichervolumenwärmeflussdichte	$W\ m^{-2}$
Ri	Richardsonzahl	1
Ri_k	kritische Richardsonzahl	1
S	Kurz- und langwellig einfallende Strahlungsflussdichte	$W\ m^{-2}$
s	Spezifische Feuchte	$g\ kg^{-1}$
T	Absolute Temperatur	K
t	Zeit	s
T_i	Absolute Innenraumtemperatur	K
t_l	Lufttemperatur	°C
t_s	Oberflächenstrahlungstemperatur	°C
u	Windgeschwindigkeit	$m\ s^{-1}$
v_d	Depositionsgeschwindigkeit	$m\ s^{-1}$
z	Höhe über Grund	m
z_0	Rauigkeitslänge oder Rauigkeitshöhe	m
α	Albedo	1
ϵ	Emissionskoeffizient	1
ζ	Spezifische Wärmekapazitätsdichte	$J\ m^{-3}\ K^{-1}$
Θ	potenzielle Temperatur	K
Θ_v	virtuelle potenzielle Temperatur	K
λ	Wärmeleitfähigkeitskoeffizient	$W\ m^{-1}\ K^{-1}$
λ_f	Frontale Flächen Dichte (A_f/A_d)	1
σ	Stefan-Boltzmann Konstante	$W\ m^{-2}\ K^{-4}$
Φ	Windrichtung	°
Ψ	Sky View Faktor/ Himmelssichtfaktor	1

11.3 Gleichungen

$$Ká = 0,4$$

$Ká$ = Kármán Zahl (dimensionslos), in der Regel auf diesen Wert bestimmte empirische Zahl

$$u_* = u_a \frac{Ká}{\ln(z/z_0)} \quad \text{Gl. 25}$$

u_* = Schubspannungsgeschwindigkeit in $m\ s^{-1}$; $Ká$ = Kármán Zahl; u_a = Windgeschwindigkeit in Anemometerhöhe in $m\ s^{-1}$; z_a = Anemometerhöhe (Referenzhöhe 10 m ü. Gr.); z_0 = Rauigkeitslänge in m

$$z_0 = 0,5\ h\ (A_f/A) \quad \text{Gl. 26}$$

z_0 = Rauigkeitslänge in m; h = mittlere Höhe der Rauigkeitselemente;

11.4 Gerätespezifikationen

Tab. 29: Gerätetypen der Messstationen (P1, P2, ME, MN, MW, ME) zur Erfassung meteorologischer Größen.

Windgeschwindigkeit und -richtung		
Windgeschwindigkeit		
Messgerät:	Schalenkreuzanemometer mit Reedkontaktastung, Firma THIES	
	Messbereich:	$0,5 \text{ m s}^{-1}$ bis 40 m s^{-1}
	Messgenauigkeit:	$\pm 2 \%$
	Ansprechempfindlichkeit:	$0,5 \text{ m s}^{-1}$
Windrichtung		
Messgerät:	Blattwindfahne mit Reedkontaktastung, Firma THIES	
	Messbereich:	0° bis 359°
	Messgenauigkeit:	$\pm 2,5^\circ$
	Ansprechempfindlichkeit:	$0,5 \text{ m s}^{-1}$
Lufttemperatur und -feuchtigkeit (Strahlungsschutzhütte)		
Lufttemperatur		
Messgerät:	Heißeleiter $5 \text{ k}\Omega$, Firma THIES	
	Messbereich:	-45°C bis $+50^\circ\text{C}$
	Messgenauigkeit:	$\pm 0,2^\circ\text{C}$ (bei 0°C - 30°C)
Relative Luftfeuchtigkeit:		
Messgerät:	Haarmesselement Typ S, Firma THIES	
	Messbereich:	10% bis 100%
	Messgenauigkeit:	$\pm 2 \%$

Tab. 30: Gerätetypen der Überdachstation (FH) zur Erfassung meteorologischer Größen.

Globalstrahlung		
Messgerät:	Pyranometer CM3, Firma THIES	
	Messbereich:	0 W m^{-2} bis 1300 W m^{-2}
	Messgenauigkeit:	$\pm 10 \%$
	Spektralbereich:	350 nm bis 2800 nm
	Empfindlichkeit:	$10 \mu\text{V m}^2 \text{ W}^{-1}$ bis $35 \mu\text{V m}^2 \text{ W}^{-1}$
Lufttemperatur und -feuchtigkeit (Strahlungsschutzhütte)		
Lufttemperatur		
Messgerät:	Pt 100 (DIN 43760), Firma FRIEDRICHS	
	Messgenauigkeit:	$\pm 0,1^\circ\text{C}$
	Selbsterwärmungsfehler:	$0,05^\circ\text{C m W}^{-1}$
Relative Luftfeuchtigkeit:		
Messgerät:	Haarharfe, Firma FRIEDRICHS	
	Messbereich:	5% bis 100%
	Messgenauigkeit:	$\pm 2,5 \%$
Windgeschwindigkeit und -richtung		
Windgeschwindigkeit		
Messgerät:	Schalenkreuzanemometer mit Reedkontaktastung, Firma FRIEDRICHS	
	Messbereich:	$0,3 \text{ m s}^{-1}$ bis 60 m s^{-1}
	Messgenauigkeit:	$\pm 0,1 \text{ m s}^{-1}$
	Ansprechempfindlichkeit:	$0,3 \text{ m s}^{-1}$
Windrichtung		
Messgerät:	Blattwindfahne mit Reedkontaktastung, Firma FRIEDRICHS	
	Messbereich:	0° bis $359,5^\circ$
	Messgenauigkeit:	5°
	Ansprechempfindlichkeit:	$0,5 \text{ m s}^{-1}$ (90°)

Tab. 31: Gerätetypen des mobilen Messlabors zur Erfassung meteorologischer Größen.

Windgeschwindigkeit und -richtung		
Messgerät:	Ultraschallanemometer, Firma THIES	
Windgeschwindigkeit:	Messbereich:	0 m s ⁻¹ bis 60 m s ⁻¹
	Messgenauigkeit:	± 0,1 m s ⁻¹
	Ansprechempfindlichkeit:	< 0,1 m s ⁻¹
Windrichtung:	Messbereich:	0° bis 360°
	Messgenauigkeit:	± 2,5°
	Ansprechempfindlichkeit:	< 0,1 m s ⁻¹

Globalstrahlung		
Messgerät:	Pyranometer CT 24, Firma KIPP & ZONEN	
	Messbereich:	0 W m ⁻² bis 2000 W m ⁻²
	Spektralbereich:	305 nm bis 2800 nm
	Empfindlichkeit:	9 µV m ² W ⁻¹ bis 15 µV m ² W ⁻¹

Lufttemperatur und -feuchtigkeit (Strahlungsschutzhütte)		
Lufttemperatur		
Messgerät:	Pt 100 (DIN 43760), Firma FRIEDRICH	
	Messgenauigkeit:	± 0,1 °C
	Selbsterwärmungsfehler:	0,05 °C mW ⁻¹
Relative Luftfeuchtigkeit:		
Messgerät:	Kapazitiver Geber, Firma FRIEDRICH	
	Messbereich:	0,5 % bis 100 %
	Messgenauigkeit:	± 2,5°
	Erfassungshöhe:	0,50 m ü. Gr. bis 10 m ü. Gr.

UV-Strahlung		
Messgerät:	Eppley UV-Radiometer TURV, Firma LAMBRECHT	
	Messbereich:	0 W m ⁻² bis 50 W m ⁻²
	Spektralbereich:	295 nm bis 385 nm
	Empfindlichkeit:	150 µV m ² W ⁻¹

Luftdruck		
Messgerät:	Digitales Barometer (kapazitiv), Firma THIES	
	Messbereich:	913 hPa - 1113,3 hPa
	Messgenauigkeit:	± 0,5 hPa

Tab. 32: Geräteausstattung des mobilen Messlabors zur Erfassung atmosphärischer Spurenstoffe.

Kohlenmonoxid (CO)	
Messprinzip:	NDIR-Photometer mit Gasfilter-Korrelation, Firma MONITONER LABS
Messbereich:	0 ppm bis 20 ppm
Nachweisgrenze:	0,01 ppm
Ansprechzeit (t_{90}):	60 s
Kohlendioxid (CO₂)	
Messprinzip	Nichtdispersive Infrarot-Absorption, Firma MLU
Messbereich:	1 ppm bis 1000 ppm
Nachweisgrenze:	0,2 ppm
Ansprechzeit (t_{90}):	10 s
Ozon (O₃)	
Messprinzip:	UV-Absorption Cross Flow Modulationstechnik, Firma HORIBA
Messbereich:	0 ppm bis 0,1/0,2/0,5/1,0 ppm
Nachweisgrenze:	0,002 ppm
Ansprechzeit (t_{90}):	80 s
Stickstoffoxide (NO_x)	
Messprinzip:	Chemolumineszenz, Firma HORIBA
Messbereich:	0 ppm bis 0,1/0,2/0,5/1,0 ppm
Nachweisgrenze:	0,0004 ppm
Ansprechzeit (t_{90}):	100 s
Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe	
Messprinzip:	Gaschromatographie (Flammenionisationsdetektor)
	Firma GERSTEL und Firma HEWLETT PACKARD
Probenanreicherung:	Tenax TA [®] (60/80 mesh, 60 mg) und Carbotrap [®] (20/40 mesh, 90 mg)
Gerätetypen:	Thermodesorptionssystem: GERSTEL TDS A Kaltaufgabesystem: GERSTEL KAS
Nachweisgrenze:	Gaschromatograph: HP 5890 Series II (Säule: HP 1) spurenstoffabhängig

Tab. 33: Geräteausstattung des Messwagens zur Bestimmung human-biometeorologischer Indizes.

Globalstrahlung	
Messgerät:	Albedometer (2 Pyranometer) CM 7B, Firma KIPP & ZONEN
Messbereich:	0 W m ⁻² bis 2000 W m ⁻²
Spektralbereich:	305 nm bis 2800 nm
Empfindlichkeit:	9 µV m ² W ⁻¹ bis 15 µV m ² W ⁻¹
Global- und langwellige Strahlung	
Messgerät:	Pyrradiometer, Firma THIES
Messbereich:	0 W m ⁻² bis 1500 W m ⁻²
Messgenauigkeit:	± 1 W m ⁻²
Empfindlichkeit:	0,3 µm bis < 30 µm
Windgeschwindigkeit	
Messgerät:	Hitzkugelanemometer testo 445, Firma TESTO
Messbereich:	0 m s ⁻¹ bis 20 m s ⁻¹
Messgenauigkeit:	± 0,2 m s ⁻¹
Auflösung:	0,01 m s ⁻¹ (0 m s ⁻¹ bis 10 m s ⁻¹)
Lufttemperatur und -feuchtigkeit (Strahlungsschutzhütte)	
Lufttemperatur	
Messgerät:	Pt 100 (DIN 43760), Firma FRIEDRICH
Messgenauigkeit:	± 0,1 °C
Selbsterwärmungsfehler:	0,05 °C mW ⁻¹
Relative Luftfeuchtigkeit:	
Messgerät:	Kapazitiver Geber, Firma FRIEDRICH
Messbereich:	0,5 % bis 100 %
Messgenauigkeit:	± 2,5°
Erfassungshöhe:	0,50 m ü. Gr. bis 10 m ü. Gr.

Tab. 34: Messfühler zur Erfassung der Lufttemperatur bei fahrradgestützten Messfahrten.

Lufttemperatur	
Messgerät:	Pt 100 (DIN 43760), Firma FRIEDRICH
Messgenauigkeit:	± 0,1 °C
Selbsterwärmungsfehler:	0,07 °C mW ⁻¹

Tab. 35: Gaschromatograph Autotrac 101 zum Nachweis von Schwefelhexafluorid (SF₆; chemischer Tracer)

(Firma TracerTec)	
Messprinzip:	Gaschromatographie (Elektroneneinfangdetektor, abgekürzt ECD)
	Firma TRACERTECH
Messbereich:	0,02 ppb bis 20 ppb
Nachweisgrenze:	0,005 ppb
Messablauf:	Erwärmung der Luftprobe in Trennsäulen auf 105 °C. Dabei Trennung von SF ₆ und übriger Luftprobe durch Molekularsiebe. Konzentrationsbestimmung durch Absorption bzw. Minderung der Elektronenstromdichte, die von radioaktiv bedampfter Folie ausgeht.
Kalibrierung:	Vor jeder Messung mit Prüfgas (4,7 ppb SF ₆)

11.5 DTV im Untersuchungsgebiet

Die DTV beruht auf nachmittäglichen händischen Zählungen (15 h – 19 h) und daran anschließender Hochrechnung auf den gesamten Tag. Die Abschätzung für einzelne Tagesstunden erfolgt durch Multiplikation mit einem jeweils empirisch ermittelten Faktor f_v (morgendliche Spitzenstunde: $f_v = 0,07$; nachmittägliche Spitzenstunde: $f_v = 0,08$).

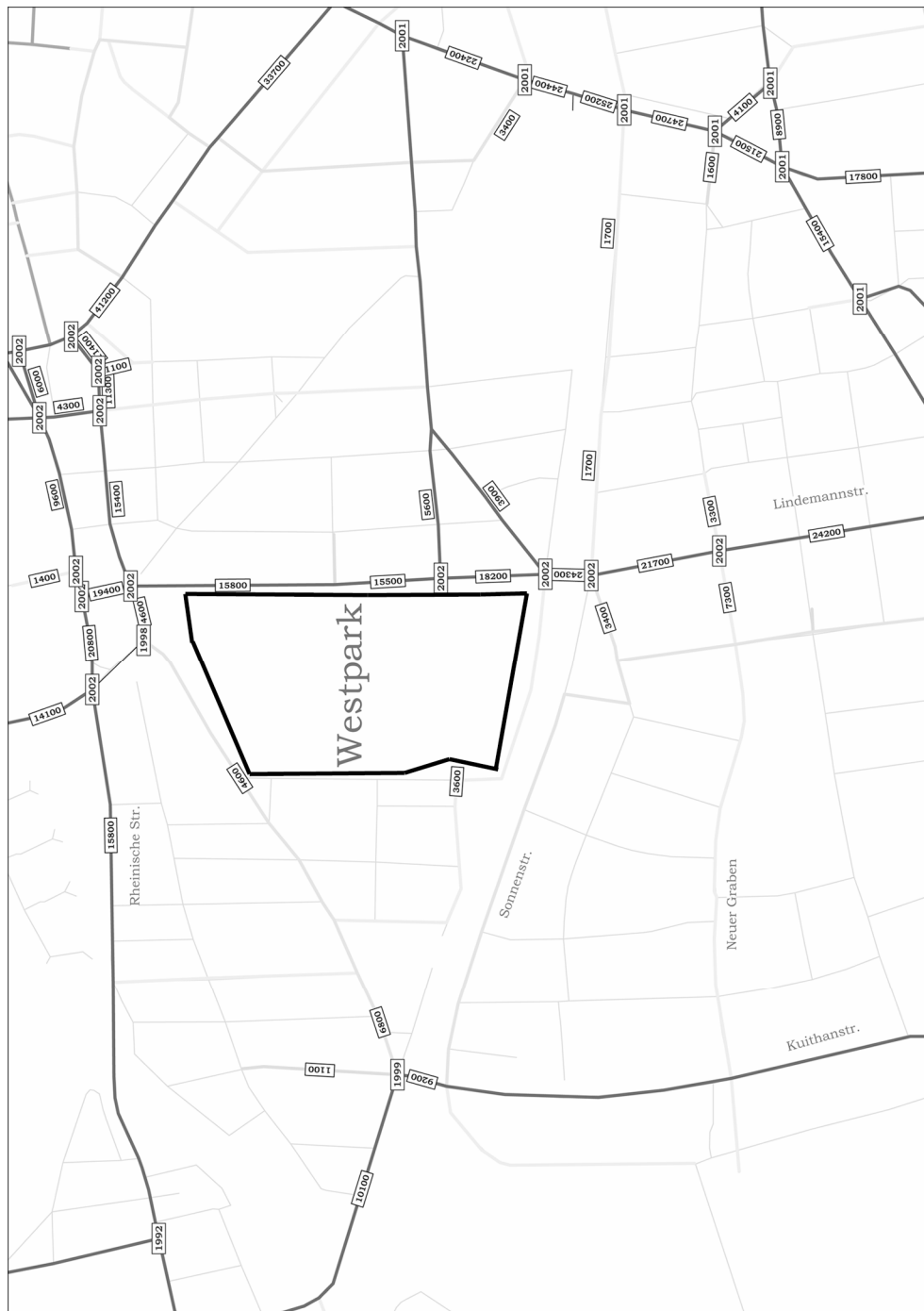


Abb. 72: DTV-Werte im Bereich des Westparks. Die waagerechten Zahlen an den Knotenpunkten geben das Erhebungsjahr wieder (1992-2002), die anderen den DTV.
(Quelle: STADT DORTMUND 2004)

11.6 Detailangaben zu den durchgeführten Simulationen mit *Envimet*

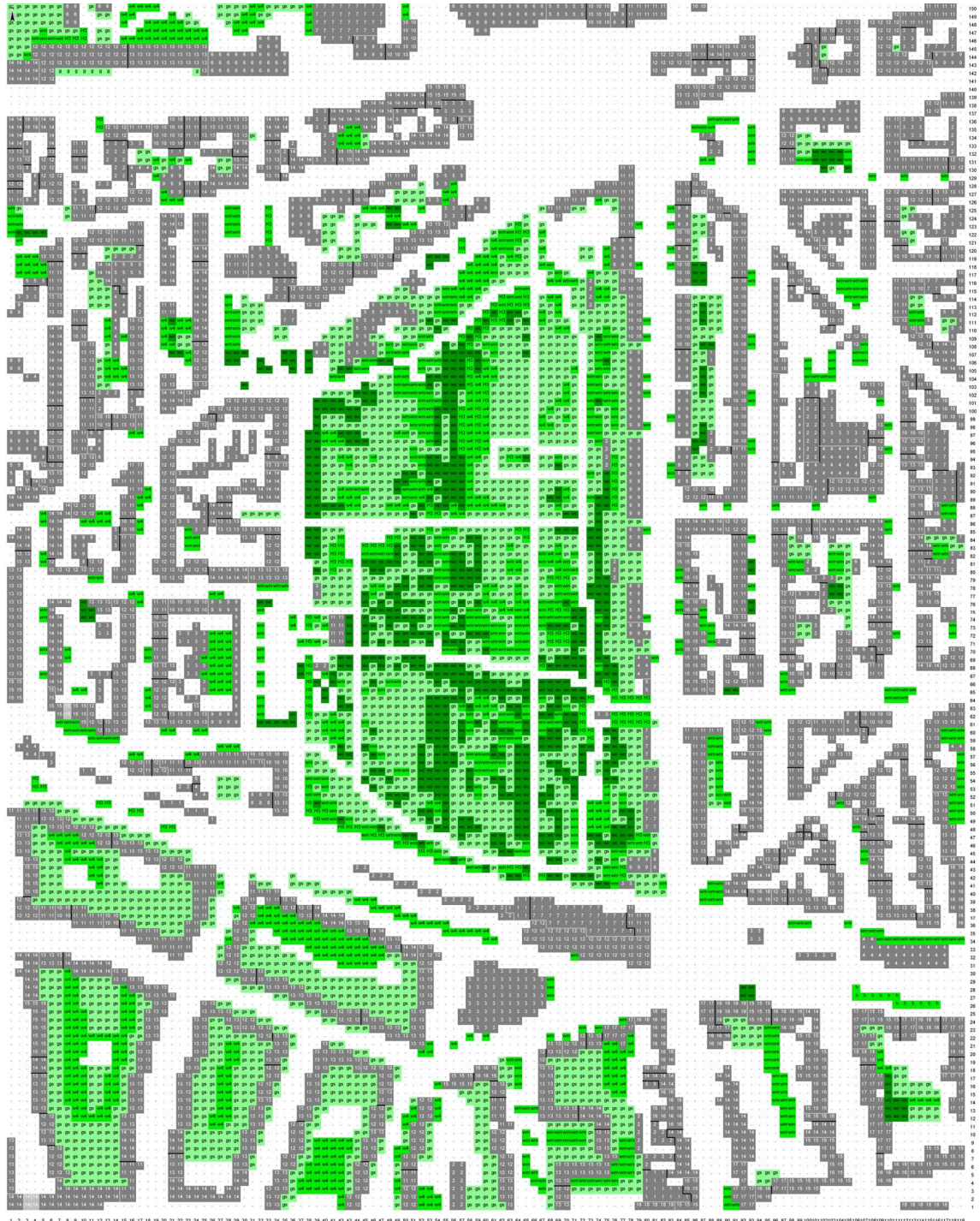


Abb. 73: Das Untersuchungsgebiet als für die Modellierung zugrunde gelegtes Gitternetz. Dargestellt sind die jeweils definierten Kürzel für die Pflanzennamen (je dunkler der Grünton, desto dichter das Blattwerk) sowie die Höhe der Gebäude (grau dargestellt).
(Quelle: Eigene Digitalisierung auf Grundlage von in-Situ und Fernerkundungsdaten)

Tab. 36: Definierte Datenbank zu den Bodeneigenschaften des Untersuchungsgebiets in der Modellumgebung. Basierend auf Feldbegehungen und Luftbildauswertungen. Auf diese Eingabedaten wurde vom Modell zurückgegriffen.

ID	V	ns	nfc	nwilt	matpot	hyr	CP	b	Hcn Name.....(20 z).... ENVI-met Datafile
ss	b	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxx	x[10-6]	[10+6]	xxxxxx	xxxxxx sssssssssssssssssss (c)mbr 97
OO	0	0,451	0,24	0,155	-0,478	7	1,212	5,39	0 Default Soil (Loam)
sd	0	0,395	0,135	0,0068	-0,121	176	1,463	4,05	0 Sand
ls	0	0,41	0,15	0,075	-0,09	156,3	1,404	4,38	0 Loamy Sand
sl	0	0,435	0,195	0,114	-0,218	34,1	1,32	4,9	0 Sandy Loam
sl	0	0,485	0,255	0,179	-0,786	7,2	1,271	5,3	0 Silt Loam
le	0	0,451	0,24	0,155	-0,478	7	1,212	5,39	0 Loam
ts	0	0,42	0,255	0,175	-0,299	6,3	1,175	7,12	0 Sandy Clay Loam
tl	0	0,477	0,322	0,218	-0,356	1,7	1,317	7,75	0 Silty Clay Loam
lt	0	0,476	0,325	0,25	-0,63	2,5	1,225	8,52	0 Clay Loam
st	0	0,426	0,31	0,219	-0,153	2,2	1,175	10,4	0 Sandy Clay
ts	0	0,492	0,37	0,283	-0,49	1	1,15	10,4	0 Silty Clay
to	0	0,482	0,367	0,286	-0,405	1,3	1,089	11,4	0 Clay
tf	0	0,863	0,5	0,395	-0,356	8	0,836	7,75	0 Peat
zb	1	0	0	0	0	0	2,083	0	1,63 Cement Concrete
mb	1	0	0	0	0	0	1,75	0	2,33 Mineral Concrete
ak	1	0	0	0	0	0	2,214	0	1,16 Asphalt (with Gravel)
ab	1	0	0	0	0	0	2,251	0	0,9 Asphalt (with Basalt)
gr	1	0	0	0	0	0	2,345	0	4,61 Granite
ba	1	0	0	0	0	0	2,386	0	1,73 Basalt
ww	2	0	0	0	0	0	0	0	0 Water
ki	0	0,395	0,1	0,005	-0,121	156,3	1,5	0	1,16 Kies (Schotterwege)

(Quelle: Eigene Eingabe unter Berücksichtigung von BRUSE (2005))

Tab. 37: Definierte Pflanzenkonfiguration der durchgeführten ENVI-met Simulationen im Sommer (a), Frühjahr/Herbst (b) und Winter (c). Auf diese Eingabedaten wurde vom Modell, je nach Jahreszeit zurückgegriffen.
(Quelle: Eigene Eingabe unter Berücksichtigung von BRUSE (2005))

a)

V3 ENVI-met Database Version 3 --- this file is only usable with ENVI-met V3.0 or higher ---																			
ID	C2	TY	rs-m	a-f	HH,HH	TT,TT	LAD1	LAD2	LAD3	LAD4	LAD5	LAD6	LAD7	LAD8	LAD9	LAD10	RAD1	RAD2	RAD3
xx	C3	3	200	0,20	0,63	0,50	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100
dm	C3	1	400	0,20	20,00	2,00	0,075	0,075	0,075	0,250	1,150	1,060	1,050	1,050	0,920	0,000	0,100	0,100	0,100
g	C3	3	200	0,20	0,50	0,50	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100
h	C3	1	400	0,20	2,00	1,00	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	0,100	0,100	0,100
gs	C3	3	200	0,20	0,10	0,10	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100
wc	C3	1	400	0,20	17,00	2,00	0,000	0,000	0,150	0,150	0,650	1,150	1,180	1,250	1,020	0,000	0,100	0,100	0,100
H3	C3	1	400	0,20	3,30	1,00	1,200	1,200	1,200	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,200	1,000	0,100	0,100	0,100
w4	C3	1	400	0,20	7,00	2,00	0,040	0,060	0,070	0,410	0,630	0,650	0,640	0,630	0,400	0,000	0,100	0,100	0,100
wm	C3	1	400	0,20	12,50	2,00	0,000	0,000	0,150	0,150	0,650	1,150	1,180	1,250	1,020	0,000	0,100	0,100	0,100
co	C3	2	400	0,20	20,00	2,00	0,110	0,140	0,180	0,270	0,330	0,370	0,360	0,330	0,250	0,000	0,100	0,100	0,100

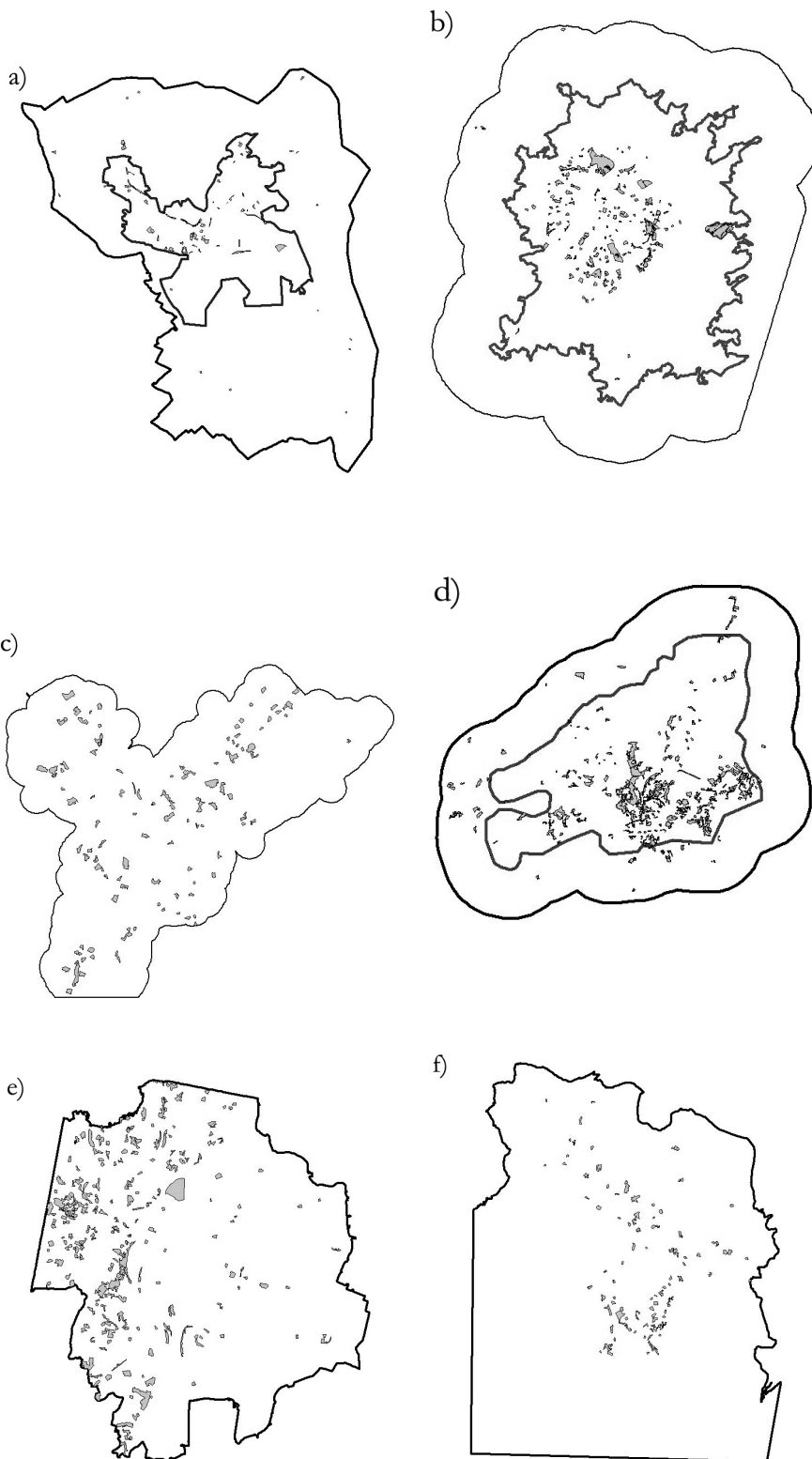
b)

V3 ENVI-met Database Version 3 --- this file is only usable with ENVI-met V3.0 or higher ---																			
ID	C2	TY	rs-m	a-f	HH,HH	TT,TT	LAD1	LAD2	LAD3	LAD4	LAD5	LAD6	LAD7	LAD8	LAD9	LAD10	RAD1	RAD2	RAD3
xx	C3	3	200	0,20	0,63	0,50	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100
dm	C3	1	400	0,20	20,00	2,00	0,035	0,035	0,035	0,035	0,125	0,575	0,530	0,525	0,460	0,000	0,100	0,100	0,100
h	C3	1	400	0,20	2,00	1,00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,100	0,100	0,100
wc	C3	1	400	0,20	17,00	2,00	0,000	0,000	0,075	0,075	0,325	0,575	0,590	0,625	0,510	0,000	0,100	0,100	0,100
H3	C3	1	400	0,20	3,30	1,00	0,600	0,600	0,600	0,600	0,500	0,500	0,500	0,500	0,600	0,500	0,100	0,100	0,100
w4	C3	1	400	0,20	7,00	2,00	0,020	0,060	0,035	0,205	0,315	0,325	0,320	0,315	0,200	0,000	0,100	0,100	0,100
wm	C3	1	400	0,20	12,50	2,00	0,000	0,000	0,075	0,075	0,325	0,575	0,590	0,625	0,510	0,000	0,100	0,100	0,100
co	C3	2	400	0,20	20,00	2,00	0,110	0,140	0,180	0,270	0,330	0,370	0,360	0,330	0,250	0,000	0,100	0,100	0,100
g	C3	3	200	0,20	0,50	0,50	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100
gs	C3	3	200	0,20	0,10	0,10	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100

c)

V3 ENVI-met Database Version 3 --- this file is only usable with ENVI-met V3.0 or higher ---																			
ID	C2	TY	rs-m	a-f	HH,HH	TT,TT	LAD1	LAD2	LAD3	LAD4	LAD5	LAD6	LAD7	LAD8	LAD9	LAD10	RAD1	RAD2	RAD3
xx	C3	3	200	0,20	0,63	0,50	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100
dm	C3	1	400	0,20	20,00	2,00	0,075	0,075	0,075	0,075	0,250	0,900	8,060	6,050	0,720	0,000	0,100	0,100	0,100
h	C3	1	400	0,20	2,00	1,00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,100	0,100	0,100
wc	C3	1	400	0,20	17,00	2,00	0,000	0,000	0,150	0,150	0,450	0,650	0,680	0,850	0,620	0,000	0,100	0,100	0,100
H3	C3	1	400	0,20	3,30	1,00	0,600	0,600	0,600	0,600	0,500	0,500	0,500	0,500	0,600	0,500	0,100	0,100	0,100
w4	C3	1	400	0,20	7,00	2,00	0,040	0,060	0,070	0,310	0,430	0,450	0,440	0,430	0,200	0,000	0,100	0,100	0,100
wm	C3	1	400	0,20	12,50	2,00	0,000	0,000	0,150	0,150	0,350	0,650	0,680	0,650	0,520	0,000	0,100	0,100	0,100
co	C3	2	400	0,20	20,00	2,00	0,110	0,140	0,180	0,270	0,330	0,370	0,360	0,330	0,250	0,000	0,100	0,100	0,100
g	C3	3	200	0,20	0,50	0,50	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100
gs	C3	3	200	0,20	0,10	0,10	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,100	0,100	0,100

**11.7 Karten der vom Projekt MOLAND untersuchten
Ballungsräume**



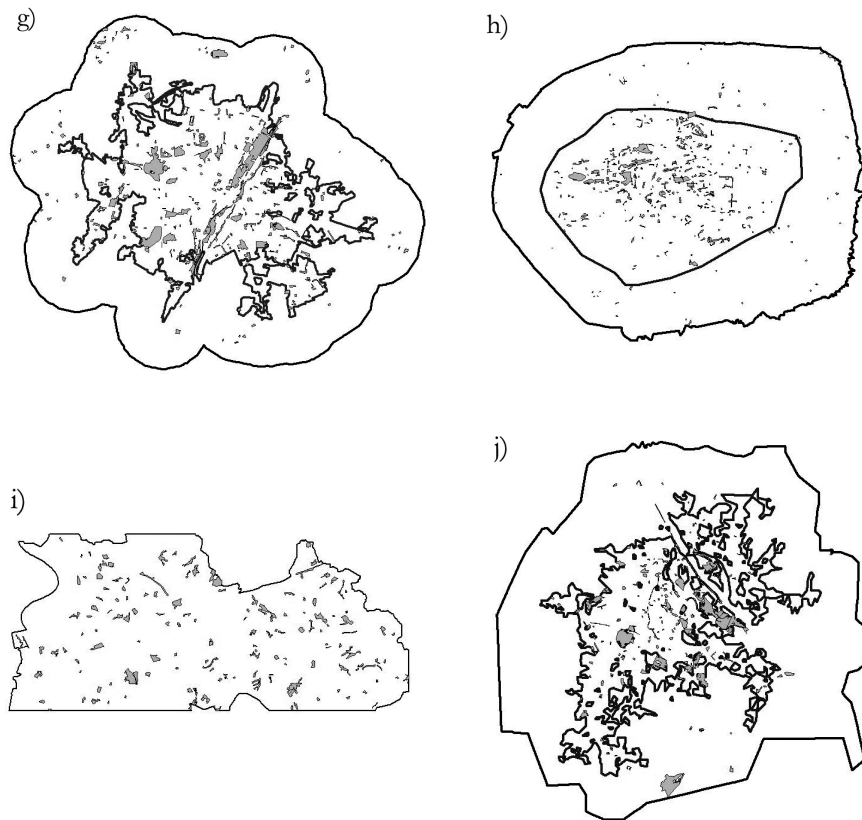


Abb. 74: Stadtgrenzen (innere Grenzlinie) bzw. bei der Auswertung der Green Urban Areas berücksichtigte Pufferzone (äußere Grenzlinie) der untersuchten europäischen Stadtregionen [a) Bratislava; b) Bruxelles; c) Grenoble; d) Helsinki; e) Lyon; f) Marseille; g) München; h) Praha; i) Ruhrgebiet; j) Wien]. Eingezeichnet sind als graue Flächen die GUAs. Geodaten aus: MOLAND Database, Courtesy of Land Management Unit EC/JRC/IES; vgl.

11.8 Der klimatische Einfluss der Periode 19.08. – 15.09.2003 auf die Umlandstationen und die Station FH

Die Korrektur des mittleren Tagesgangs an der Station FH wurde mit Hilfe der Stationen UNNA, NIED und UniDO vollzogen. Die aus der Datengrundlage von 12 Monaten und der von 11 Monaten resultierende mittlere Differenz wurde für jeden Halbstundenmittelwert an jeder Station berechnet nach

$$\delta x_{Y,t} = x_{12,t} - x_{11,t} \quad \text{Gl. 27}$$

mit x als der jeweiligen Messgröße, Y als jeweilige Station, t als jeweiliger Zeitpunkt des Halbstundenmittelwerts und Index „12“ als Stellvertreter für den Zeitraum 19.08.2003 – 18.08.2004 bzw. Index „11“ als Stellvertreter für den Zeitraum 16.09.2003 – 18.08.2004.

Die Berechnung der Korrektur des auf Basis des Zeitraums 16.09.2003 – 18.08.2004 ermittelten mittleren Tagesgangs der Station FH erfolgte somit nach

$$\delta x_{FH,t} = \frac{1}{3} (\delta x_{NIED,t} + \delta x_{UNNA,t} + \delta x_{UniDO,t}) \quad \text{Gl. 28}$$

Alle drei herangezogenen Stationen verhielten sich sehr ähnlich. Die Standardabweichungen lagen in allen Fällen nahe Null. Trotz der unterschiedlichen Charakteristik der Dachstation z.B. bei Inversionswetterlagen wird daher angenommen, dass durch die Korrektur ein typischerer Verlauf der Messgrößen gezeigt werden kann. Abb. 75 zeigt den Einfluss des Zeitraums 19.08. – 15.09.2003 anhand der Korrektur des mittleren Tagesgangs der Station FH. Insgesamt bewirkt die Berücksichtigung des Korrekturterms einen positiven Einfluss auf die Lufttemperaturen und den Wasserdampfgehalt, einen negativen auf die Austauschbedingungen und einen leicht negativen während der Tagstunden bzw. einen leicht positiven während der Nachstunden auf die relative Luftfeuchtigkeit.

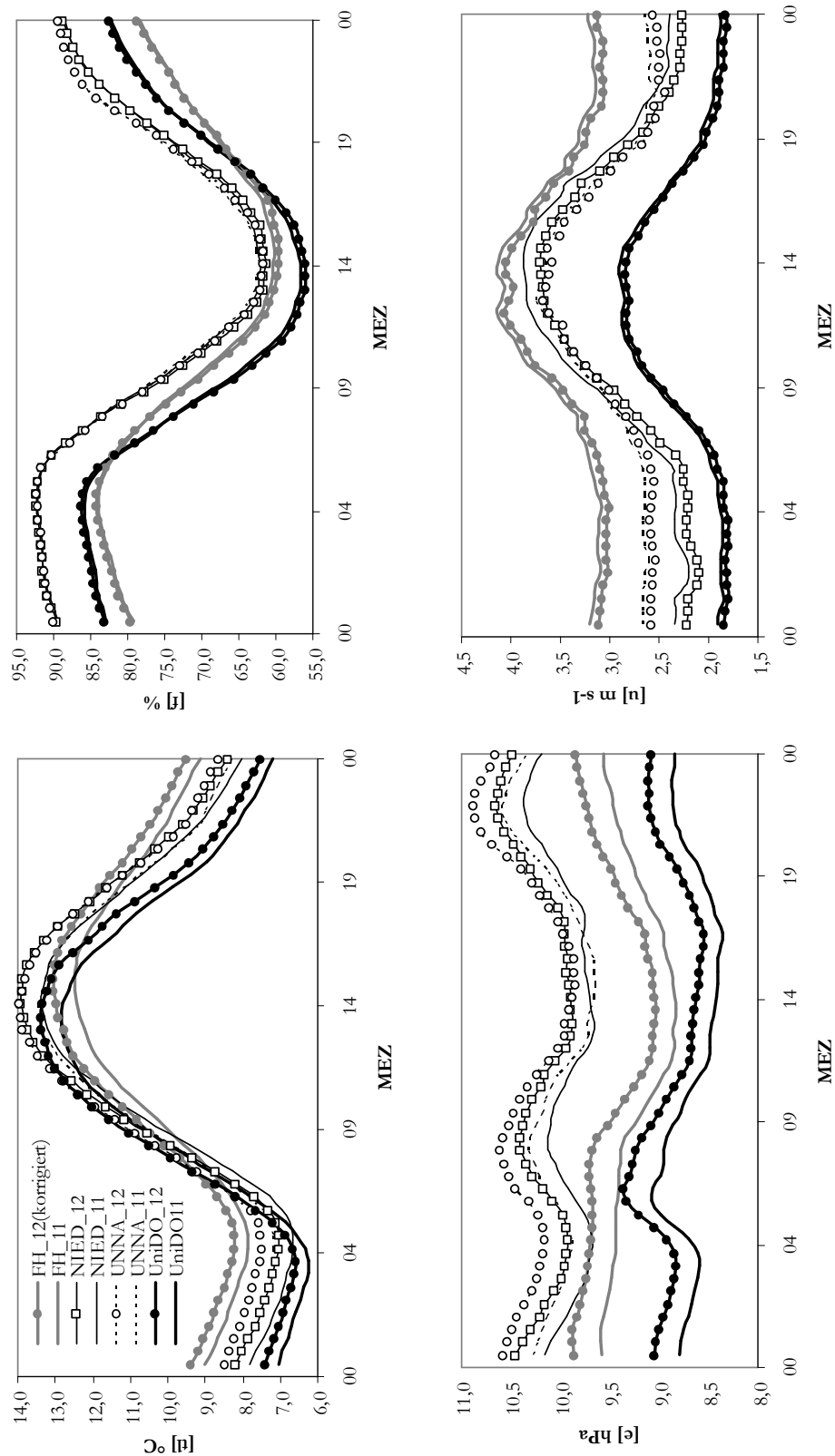


Abb. 75: Verlauf des mittleren Tagesgangs von t , f , e und u auf Basis der 30-min-Mittelwerte.

Gegenüberstellung der Datengrundlage von 12 Monaten (19.08.2003 – 18.08.2004; Stationsname mit dem Zusatz 12) und 11 Monaten (16.09.2003 – 18.08.2004; Stationsname mit dem Zusatz 11). Der wärmende bzw. trocknende Einfluss des Augusts wird an allen durchgehend messenden Stationen deutlich. Die Korrektur der Messwerte an Station FH ist gut durchführbar.

Lebenslauf

BENJAMIN BONGARDT

Geboren: 24.11.1976 in Düsseldorf
 Familienstand: ledig
 Staatsangehörigkeit: Deutsch

Severinstr. 20
 45127 Essen
 Tel. 0201 1098980
 benjamin.bongardt@web.de

Mag. rer. nat. (entspricht dem deutschen Abschluss: Dipl.-Geogr.)

BERUFSERFAHRUNG

09/2002 – 09/2005	Wissenschaftliche Hilfskraft, zeitweilig Wissenschaftlicher Mitarbeiter Universität Duisburg-Essen, Campus Essen, Abt. Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie
08/1999 – 09/1999	Praktikant Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK), Abteilung integrierte Systemanalyse
09/1998 – 10/1998	Praktikant TACIS Straßenkinderprojekt „Temuule“, Ulaan Baator, Mongolei
07/1996 – 10/1997	Zivildienstleistender Bernhard-Nocht-Institut für Tropenmedizin, Hamburg

STUDIUM/SCHULE

07/2002	Studienabschluss: Mag. rer. nat.; Universität Wien Diplomarbeit: Materialflussrechnung London
09/2001 – 03/2002	Auslandsstudium: University College London Department of Geography & Department of Geological Sciences
03/2000 – 08/2001	Hauptstudium an der Universität Wien Geografie; Soziale Ökologie, Klimatologie
10/1997 – 12/1999	Grundstudium: Universität Trier Angewandte Physische Geografie; Klimatologie, Soziologie
06/1996	Abitur am Städtischen Gymnasium Moltkestraße, Gummersbach
1987 – 1996	Städtisches Gymnasium Moltkestraße, Gummersbach
1983 – 1987	Grundschule, Müllenbach

VERÖFFENTLICHUNGEN

BONGARDT, B. (2002): Materialflussrechnung London. IFF Social Ecology Working Paper, 67. Wien, 116 S.
 (Download: <http://www.iff.ac.at/soccc>)

WEITERE QUALIFIKATIONEN

Sprachen	Deutsch: Muttersprache Englisch: fließend Französisch: gut Niederländisch: Basiskenntnisse
-----------------	---

Essen, 16.12.2005